Environment Canada | Environnement Canada
Conservation and Protection | Conservation et Protection

Canadian Water Quality Guidelines for Trichloroethylene

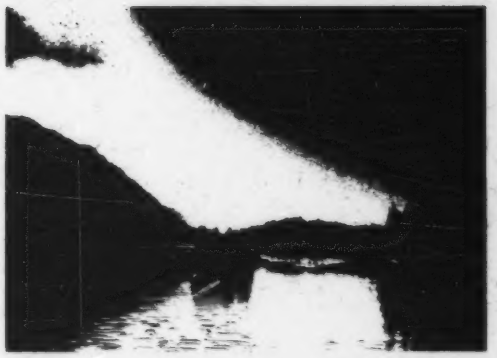
D.R.J. Moore, S.L. Walker and R. Ansari

Environment Canada Environnement

Scientific series (Canada. Inland Waters Dire
ctorate); 1988-
No. 183 Date: 1991

GB 707 D325
C2FF

20889148
EXC 1



SCIENTIFIC SERIES NO. 183

INLAND WATERS DIRECTORATE
WATER QUALITY BRANCH
OTTAWA, ONTARIO, 1991

(Disponible en français sur demande)

Canada

Environment Canada
Environnement Canada

Conservation and Protection
Conservation et Protection

Canadian Water Quality Guidelines for Trichloroethylene

D.R.J. Moore, S.L. Walker and R. Ansari

SCIENTIFIC SERIES NO. 183

INLAND WATERS DIRECTORATE
WATER QUALITY BRANCH
OTTAWA, ONTARIO, 1991

(Disponible en français sur demande)

92-00276/

Printed on paper that contains recovered waste

Published by authority of
the Minister of the Environment

©Minister of Supply and Services Canada 1991
Cat. No. En 36-502/183E
ISBN 0-662-19123-4

Contents

Page

ABSTRACT v

RÉSUMÉ v

PREFACE vi

INTRODUCTION AND BACKGROUND 1
- Production 1
- TCE in the environment 1
- Review of TCE guidelines 1

PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES 2
- Properties 2
- Analytical aspects of TCE 2

ENVIRONMENTAL CONCENTRATIONS 2
- Sources 2
- Residues 2
  - Groundwater 2
  - Surface water 3
  - Sediments 3
  - Biota 3

ENVIRONMENTAL FATE AND PERSISTENCE 4
- Behaviour of TCE in the freshwater environment 4
- Volatilization 5
- Photolysis, oxidation, and hydrolysis 5
- Sorption 5
- Biodegradation 7

BIOACCUMULATION 7

TOXICITY TO AQUATIC BIOTA 7
- Acute toxicity 8
  - Bacteria 8
  - Phytoplankton 8
  - Invertebrates 9
  - Fish 9
  - Amphibians 9
- Chronic toxicity 10
- Carcinogenicity, mutagenicity, and teratogenicity 10

SUMMARY AND RECOMMENDED GUIDELINES 10
- Raw water sources for drinking water 10
- Recreation and aesthetics 11

Contents (cont'd)

Page

Aquatic life 11
Freshwater aquatic life 11
Marine aquatic life 11
Agriculture 11
Livestock watering 11
Irrigation 11
Industrial water supplies 11

DATA GAPS 11

ACKNOWLEDGMENTS 14

REFERENCES 14

APPENDIX A. Literature search 17

APPENDIX B. Toxicity studies 21

Tables

1. Chemical and physical properties of trichloroethylene 2
2. Trichloroethylene levels in Canadian surface waters 4
3. Recommended water quality guidelines for trichloroethylene 10

Illustrations

Figure 1. Structural formula for trichloroethylene 1
Figure 2. Trichloroethylene levels in marine biota from Liverpool Bay, England 4
Figure 3. Environmental fate diagram for trichloroethylene 6
Figure 4. Fate processes for trichloroethylene 6
Figure 5. Observed significant responses in aquatic biota after acute exposures to TCE 8
Figure 6. The minimum data set work sheet for the derivation of a Canadian water quality guideline for TCE to protect freshwater aquatic life 12
Figure 7. The minimum data set work sheet for the derivation of a Canadian water quality guideline for TCE to protect marine aquatic life 13

Abstract

A literature review was conducted of the available information on the physical and chemical properties, environmental concentrations, environmental fate and persistence, bioaccumulation potential, and toxic effects of trichloroethylene (TCE) on freshwater and marine biota. The information is summarized in this publication. From this information, water quality guidelines are recommended for the protection of specific water uses in Canada.

Résumé

On a examiné la documentation sur les données relatives au trichloroéthylène, à ses propriétés physiques et chimiques, à ses concentrations dans l'environnement, à son devenir et sa persistance dans l'environnement, à sa capacité de bioaccumulation et aux effets de sa toxicité dans l'eau douce et le biote marin. Cette publication présente les résultats de la recherche entreprise, laquelle a permis d'adopter des recommandations sur la qualité de l'eau pour la protection de l'eau et pour ses usages particuliers au Canada.

Preface

Toxicological and environmental concerns have recently led to both reductions in usage of trichloroethylene (TCE) and placement of the compound on the Canadian Environmental Protection Act (CEPA) Priority Substances List (Canada Gazette, 1989). According to this Act, substances on this list must be assessed to determine whether they could have immediate or long-term adverse effects on the environment. The purpose of this report is to develop Canadian water quality guidelines for TCE that ensure the protection and maintenance of the five major water uses: raw water for drinking water supplies; recreation and aesthetics; freshwater and marine aquatic life; livestock watering and irrigation supplies; and industrial water supplies.

Canadian Water Quality Guidelines for Trichloroethylene

D.R.J. Moore, S.L. Walker, and R. Ansari

INTRODUCTION AND BACKGROUND

Trichloroethylene (TCE) (1,1,2-trichloroethylene) is an unsaturated, low molecular weight C_2 compound with the formula $Cl_2C{=}CHCl$ (Fig. 1). The CAS Registry Number of TCE is 79-01-06. Other common and trade names by which TCE is known include trichloroethene, acetylene-trichloride, chlorelen, chloroethylen, petzinol, triasol, and narcogen (Love and Eilers, 1982). TCE is used primarily as a degreasing solvent in the metal cleaning industries, although it has also been used as a household and industrial dry cleaning solvent, in textile manufacturing, in paint stripping, as an extractive solvent in foods, as an anaesthetic agent during some surgical procedures, and as a fumigant (U.S. EPA, 1978; Cogswell *et al.*, 1982; Bruckner *et al.*, 1989).

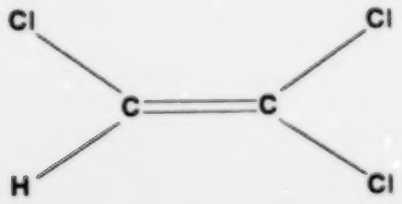


Figure 1. Structural formula for trichloroethylene.

Production

Commercially, TCE is manufactured by the chlorination of ethylene and dichloroethane. In the early 1970s, total annual production of TCE in the United States was 277 100 t (McNeill, 1979). However, by the late 1970s, this had declined to 118 000 t annually due primarily to state-imposed restrictions on TCE emissions (ATRG, 1988).

In Canada, C-I-L and Venchem, both of Shawinigan, Quebec, were the only domestic manufacturers of TCE; in 1976, the two plants had a total potential capacity of 38 000 t. In 1976, domestic production of TCE was 22 500 t, whereas imports were relatively small (200 t). Total domestic demand for TCE in 1976 was 12 700 t, of which 10 000 t were consumed by the metal cleaning industry, 2.3 t were consumed in the production of perchloroethylene, and the remainder was consumed for miscellaneous uses (400 t), export sales (6500 t), and inventory adjustments (3300 t). Since 1976, continued environmental pressures have led to decreased usage of TCE. Also, tighter equipment specifications have led to reduced emissions and greater recycling of TCE, further reducing demand. Since the closure of C-I-L's perchlor/trichlor (TCE) plant in 1985, imports have become the sole supply source. In 1988, total TCE imports were 3000 t, of which 2900 t were consumed by the metal cleaning industry. The forecast for domestic consumption of TCE in 1992 indicates further reduced demands, with consumption estimated to be 2200 t (CPI, 1988).

TCE in the Environment

TCE is not known to occur as a natural product. It has been estimated that 60% of the total world production to date has been released to the environment (U.S. EPA, 1979). TCE has been detected in air, soil, food, and human tissues (Pearson and McConnell, 1975; Bruckner *et al.*, 1989). Its detection in rivers and lakes, municipal water supplies, the sea, and aquatic biota (see Environmental Concentrations) indicates that TCE is widely distributed in the aquatic environment (U.S. EPA, 1978). TCE is present in up to 34% of water supplies tested in the United States (Conglio *et al.*, 1980; Westrick *et al.*, 1984) and is the chemical most often detected at Superfund sites (Abelson, 1990).

Review of TCE Guidelines

The U.S. EPA (1978, 1980, 1986) has prepared documents on ambient water quality with respect to TCE, but, because their minimum data base requirements were not met, no numerical limits were set. However, the U.S. EPA found that the acute freshwater lowest-observed-effect level (LOEL) occurred at 45.0 $mg{\cdot}L^{-1}$, and the chronic freshwater LOEL occurred at 21.9 $mg{\cdot}L^{-1}$. Several U.S. states have proposed or set TCE guidelines for the protection freshwater aquatic life at lower levels than those proposed by the U.S. EPA. For instance, Michigan

has set a guideline level of 0.094 $mg \cdot L^{-1}$ as the highest concentration of TCE that theoretically will produce no adverse effects on important aquatic organisms (and their progeny) exposed continuously for a lifetime (Zugger, 1989). In Canada, CCREM (1987) concluded that there were insufficient data available at the time of writing to recommend guidelines for TCE.

PHYSICAL AND CHEMICAL PROPERTIES

Properties

The physical and chemical properties of TCE are shown in Table 1. TCE is a liquid at room temperature (boiling point = 87°C) and is heavier (specific gravity 20°C/4°C = 1.47) and has a lower surface tension, (0.029 $N \cdot m^{-1}$) than water (McNeill, 1979; Muraoka and Hirata, 1988). TCE is moderately soluble in water (1100 $mg \cdot L^{-1}$) (Pearson and McConnell, 1975), has a high vapour pressure (8.0 kPa at 20°C) (Verschueren, 1983), and has a measured log 1-octanol/water partition coefficient of 2.29 (U.S. EPA, 1979). Field trials have shown that TCE does not selectively partition to aquatic sediments (Pearson and McConnell, 1975), nor is it sorbed to coarse gravel (McConnell *et al.*, 1975). However, sediments of high organic content have a high adsorptive capacity for TCE. The physical and chemical properties of TCE suggest that volatilization will be an important process in the removal of TCE from the aquatic environment, although small amounts may be found in other compartments of the aquatic environment, particularly biota and sediment.

Analytical Aspects of TCE

TCE is not included in routine monitoring of surface waters by Water Quality Branch personnel at Environment Canada. However, several provinces (e.g., Ontario, Alberta) and the National Water Quality Laboratory and National Water Research Institute in Burlington have conducted studies to determine TCE levels in selected surface waters.

A commonly employed technique for determining TCE levels in water is to use a Hewlett-Packard gas chromatograph (GC) with a 25-m fused silica capillary column and hydrogen as the carrier gas. The column, equipped with a ^{63}Ni electron capture (EC) detector, is programmed from 20°C to 80°C at $4°C \cdot min^{-1}$ with an initial 2-min hold (Kaiser and Oliver, 1976; Comba and Kaiser, 1983). Recovery of TCE-spiked samples using GC/EC techniques was found to be 51% ± 15% (Kaiser and Valdmanis, 1979) with a detection limit of 1 $ng \cdot L^{-1}$ (Kaiser *et al.*, 1983).

Table 1. Chemical and Physical Properties of Trichloroethylene

Property	Value
Physical state:	Colourless liquid[1]
Odour:	Chloroform-like[1]
Molecular weight:	131.5[1]
Melting point:	-87°C
Boiling point:	87°C
Vapour pressure:	2.7 kPa (0°C)[1] 8.0 kPa (20°C)[1] 12.7 kPa (30°C)[1]
Solubility in water:	1100 $mg \cdot L^{-1}$ (25°C)[2]
Specific gravity:	1.47 (20°C/4°C)[3]
Surface tension:	0.029 $N \cdot m^{-1}$ (20°C)[4]
Log 1-octanol/water partition coefficient	2.29[5]

[1]Verschueren (1983)
[2]Pearson and McConnell (1975)
[3]McNeill (1979)
[4]Muraoka and Hirata (1988)
[5]U.S. EPA (1979)

ENVIRONMENTAL CONCENTRATIONS

Sources

TCE can enter the aquatic environment through a number of routes, including industrial discharges, landfill leaching, septic tank leaks, accidental spills, leaky storage tanks, and disposal from individual households. Volatilization during production and use with subsequent atmospheric transport is likely to be the most significant route of entry of TCE to the aquatic environment in nonindustrial areas (U.S. EPA, 1979).

Residues

Groundwater

Low molecular weight compounds like TCE, which are volatile and have a moderate to high solubility in water, are candidates for transport to groundwater (Connor, 1984). Once present in the groundwater, TCE has the potential to persist because volatilization is an ineffective removal process from this medium (Zoeteman *et al.* 1980). In the Netherlands, TCE con-

centrations as high as 1.10 mg•L^{-1} have been detected in groundwater during routine surveys (Zoeteman *et al.* 1980); in Vero Beach, Florida, TCE concentrations as high as 8.98 mg•L^{-1} were detected after a leak from an underground storage tank (Wang *et al.*, 1985). Even after an intensive effort to decontaminate the groundwater at the Vero Beach site (by dewatering of the aquifer), TCE levels of 0.128 mg•L^{-1} were detected 32 months after the leak.

In Canada, few studies have been conducted to determine TCE levels in groundwater. Lesage *et al.* (1990) found that groundwater located near a Gloucester, Ontario, landfill had TCE levels that ranged from below the detection limit (DL = 1 µg•L^{-1}) to 0.583 mg•L^{-1}. In Ville-Mercier, Quebec, groundwater from a site near a landfill was contaminated with TCE at levels ranging from 4.40 to 7.20 mg•L^{-1} (S. Lesage, 1989, National Water Research Institute, pers. com.). In Amherst, Nova Scotia, TCE has been detected in several municipal and private wells at concentrations ranging from 5 to 84 µg•L^{-1} (N.S. DOE, 1983).

Surface Water

TCE has been detected in both fresh and marine waters from a number of sites worldwide, particularly near industrial and urban areas (U.S. EPA, 1979). The presence of trace levels of TCE in nonindustrial areas may be due to atmospheric transport (Pearson and McConnell, 1975; McConnell *et al.*, 1975). Pearson and McConnell (1975) found that levels of TCE in marine waters of Liverpool Bay, England, ranged from below the detection limit (DL = 0.01 µg•L^{-1}) to 3.6 µg•L^{-1}. Wang *et al.* (1985) found that TCE levels in the Indian River, near the Vero Beach, Florida, TCE leak, ranged from below the detection limit (DL = 0.1 µg•L^{-1}) to 9.9 µg•L^{-1}. Both of these areas were located near industrial sites that were known point sources of TCE, and thus the observed levels of TCE in these surface waters are indicative of relatively contaminated sites.

Reported levels of TCE in surface waters of Canada ranged from below the detection limit (DL = 0.001 µg•L-^{1}) to 90.0 µg•L^{-1}, with Quebec and Ontario having the highest observed levels (Table 2). In surface water samples taken from monitoring stations in the St. Lawrence River near Sorel, Lum and Kaiser (1986) found concentrations of TCE up to 90.0 µg•L^{-1}. Industrial effluents near Maitland, Montreal, and Sorel were identified as point sources of TCE discharges to the St. Lawrence River. TCE has also been found in Ontario surface water samples from the St. Clair (Kaiser and Comba, 1986), Niagara (Kaiser *et al.*, 1983), and Welland (Kaiser and Comba, 1983) rivers and in Lakes Ontario, Erie, and St. Clair. Surface water samples collected from the Oldman, Bow, Red Deer, Athabasca, and North Saskatchewan rivers in Alberta contained no detectable levels of TCE (DL = 0.2 µg•L^{-1} for 1984–86; DL = 1.0 µg•L^{-1} for 1987–88) (AEC, 1989).

Sediments

Cohen and Ryan (1985), using a multimedia compartment model, predicted that TCE concentrations in aquatic sediments would be similar to those occurring in the overlying water. Pearson and McConnell (1975) found that levels of TCE in the sediments of Liverpool Bay, England, ranged from below the detection limit (DL = 0.01 µg•kg^{-1}) to 9.9 µg•kg^{-1}, levels that were similar to those found in water samples from the bay. A similar relationship was observed in the Indian River in an area close to the Vero Beach, Florida, TCE leak, where sediment levels of TCE ranged from below the detection limit (DL = 0.5 µg•kg^{-1}) to 1.7 µg•kg^{-1} (Wang *et al.*, 1985). Prior to the discharge of TCE into the Indian River, TCE levels in the sediments were below the detection limit (Wang *et al.*, 1985).

There are few data available on levels of TCE in aquatic sediments in Canada. In a document prepared under the auspices of the Canada – Ontario Agreement Respecting Great Lakes Water Quality (COARGLWQ, 1986), TCE levels were reported in 45 of 68 sediment samples (detection limit not stated) taken in 1985 from the St. Clair River near Sarnia, Ontario. The maximum concentration detected was 110.0 mg•kg^{-1}; this value is several orders of magnitude above the level found in the relatively contaminated Liverpool Bay, England, and Vero Beach, Florida, sites. In the only sediment sample taken from an Alberta river in 1985, TCE did not occur above the detection limit (detection limit not stated) (AEC, 1989).

Biota

Neely *et al.* (1974) showed that the bioaccumulation potential of a compound is directly related to its octanol/water partition coefficient. The log of the measured 1-octanol/water partition coefficient (K_{ow}) for TCE is 2.29. This indicates that bioaccumulation is possible for TCE but not likely to the same extent as has been observed with other more nonpolar

Table 2. Trichloroethylene Levels in Canadian Surface Waters

Location	Range ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Dection limit ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Reference
St. Lawrence River, Que.	0.011–90.0	0.001	Lum and Kaiser, 1986
Lower Niagara River, Ont.	ND–0.01	0.001	Kaiser *et al.*, 1983
Lake Ontario, Ont.	ND–0.03	0.001	Kaiser *et al.*, 1983
Lake Erie, Ont.	0.003–0.063*	0.001	Kaiser and Valdmanis, 1979
Lake St. Clair, Ont.	ND–0.036	0.001	Kaiser and Comba, 1986
Lower St. Clair River, Ont.	ND–0.02	0.001	Kaiser and Comba, 1986
St. Clair River, Ont.	ND–42.0	1.0	COARGLWQ, 1986
Welland River, Ont.	ND–0.75	0.001	Kaiser and Comba, 1983
Oldman River, Alta.	ND	0.2(1984–86); 1.0 (1987–88)	AEC, 1989
North Saskatchewan River, Alta.	ND	0.2(1984–86); 1.0 (1987–88)	AEC, 1989
Bow River, Alta.	ND	0.2(1984–86); 1.0 (1987–88)	AEC, 1989
Red Deer River, Alta.	ND	0.2(1984–86); 1.0 (1987–88)	AEC, 1989
Athabasca River, Alta.	ND	0.2(1984–86); 1.0 (1987–88)	AEC, 1989

*Surface water and bottom water samples.

organochlorines, such as PCBs (Nimmo *et al.*, 1975; Subramanian *et al.*, 1986). Pearson and McConnell (1975) determined TCE levels in the tissues of a wide range of marine biota from different trophic levels in Liverpool Bay, England. In the livers of fish, they found that levels of TCE ranged from below the detection limit (DL < 0.1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ wet weight) in mackerel (*Scomber scombrus*) to 30.0 $\mu g \cdot kg^{-1}$ wet weight in dab (*Limanda*). Based on their survey, Pearson and McConnell (1975) concluded that bioaccumulation of TCE was relatively minor (bioaccumulation factors < 100), and that there was no evidence of food chain biomagnification (Fig. 2). Similarly, Wang *et al.* (1985) found that estuarine oysters (*Crassostrea virginica*) in the Indian River near the Vero Beach TCE leak showed little evidence of TCE bioaccumulation. Concentrations in the oysters ranged from below the detection limit (DL = 1.0 $\mu g \cdot kg^{-1}$) to 10.8 $\mu g \cdot kg^{-1}$ wet weight. Ofstad *et al.* (1981) found that TCE levels in Norwegian fish ranged from below the detection limit (DL = 2.5–100 $\mu g \cdot kg^{-1}$, depending on fish fat content) for cod and salmon fillets to 400 $\mu g \cdot kg^{-1}$ fat weight in cod livers (species names were not given). Higher TCE levels in the latter study were associated with fish caught in waters contaminated by industrial effluents from pulp and paper mills and chemical plants.

No data were available on TCE levels in Canadian aquatic biota.

ENVIRONMENTAL FATE AND PERSISTENCE

Behaviour of TCE in the Freshwater Environment

Multimedia models based on the chemical and physical properties of TCE have been developed to help predict the environmental fate and transport be-

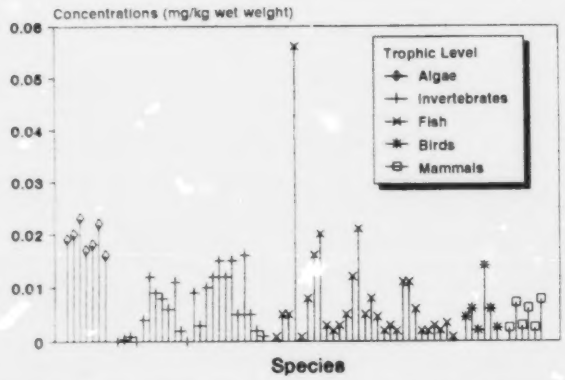


Figure 2. Trichloroethylene levels in marine biota from Liverpool Bay, England (from Pearson and McConnell, 1975). Trichloroethylene levels in the surface waters ranged from below the detection limit (DL = 0.01 $\mu g \cdot L^{-1}$) to 3.6 $\mu g \cdot L^{-1}$.

haviour of this compound (Cohen and Ryan, 1985; Mackay *et al.*, 1985; Mackay, 1987). Generally, these models predict that, because of its high volatility, TCE will be lost to the atmosphere upon release to the environment, with only minor amounts partitioning to the terrestrial and aquatic environments (Figs. 3 and 4). In the atmosphere, TCE is relatively short-lived, and a major proportion of the compound is rapidly removed through photooxidation and subsequent hydrolysis (Gay *et al.*, 1976; U.S. EPA, 1979). Some TCE will also undergo long-range atmospheric transport, and rain scavenging may deposit TCE in terrestrial and aquatic systems in areas without local sources (Mackay, 1987).

Sources of TCE to the aquatic environment include direct discharge, soil runoff, and atmospheric deposition (Lay *et al.*, 1984). In the aquatic environment, TCE is moderately soluble and tends to remain in

solution; such that little selective adsorption to the suspended or bottom sediments occurs. Volatilization is the primary removal process of TCE from the aquatic environment (Dilling *et al.*, 1975; Jensen and Rosenberg, 1975; Dilling, 1977), whereas other possible removal processes such as oxidation, hydrolysis, and microbial degradation are not considered important (Jensen and Rosenberg, 1975). The following sections describe the possible fate processes of TCE in the aquatic environment.

Volatilization

Dilling *et al.* (1975) and Dilling (1977) found that a 1.0 $mg \cdot L^{-1}$ aqueous solution of TCE in an open beaker was lost with a half-life of 17.7–23.5 min. The solution was kept moving with constant stirring at 200 rpm. However, when the solution was intermittently stirred (for 15 s every 5 min), the half-life increased to more than 90 min. These results led Dilling *et al.* (1975) to conclude that volatilization appears to be the major pathway by which TCE is lost from water. However, the results also point out the difficulties encountered in extrapolating from laboratory results to natural aquatic ecosystems, where TCE concentrations would be much lower and parameters such as surface agitation would be highly variable. When components such as clay, limestone, sand, or peat moss were added to the open test container, TCE volatilization rates were only slightly reduced and did not change by more than a factor of 2.

Jensen and Rosenberg (1975) found that TCE concentrations declined by 80% after 8 d in a partly open aquarium kept in the light (half-life = 3.44 d). When the aquarium was kept closed in the light or dark, less than 50% of the initial TCE concentration disappeared after 8 d. These results indicated that volatilization of TCE proceeds much more rapidly than photolysis, hydrolysis, or oxidation in aquatic systems.

No field studies were found in the literature that measured TCE volatilization rates in isolation from other possible fate processes in natural aquatic systems. Lay *et al.* (1984) found that the half-life of TCE added to a small pond was 2.7 d. Although no evidence was found that the bottom sediments acted as a sink for TCE, it is possible that fate processes other than volatilization contributed to the relatively rapid disappearance of TCE from the pond.

Once TCE enters the atmosphere, the carbon–carbon double bond is attacked by hydroxyl radicals, resulting in the formation of dichloroacetyl chloride and phosgene as the primary products (Gay *et al.*, 1976; U.S. EPA, 1979). These compounds are then rapidly hydrolyzed, resulting in the formation of HCl, CO, CO_2, and a carboxylic acid (Gay *et al.*, 1976)

Photolysis, Oxidation, and Hydrolysis

Wang and Tan (1987) found that TCE concentrations were reduced by 96.8% when irradiated in a platinum-catalyzed water photolysis system for 12 h, with ethane as the major degradation product. When zinc was added to the system, the degradation rate was enhanced. However, the environmental significance of this reaction is not likely to be important, because this reaction could not occur under natural conditions. Without the platinum catalyst, Wang and Tan (1987) found that no photolysis of TCE occurred.

Dilling *et al.* (1975) found possible evidence of photooxidation of TCE in aerated water in the presence of sunlight. The amount of TCE remaining in aerated water stored in the dark for 12 months in a closed system was approximately 20% greater than the amount remaining in a duplicate system exposed to sunlight. The more rapid removal of TCE in sunlight was attributed to free radical oxidation. However, the observed experimental half-lives of TCE in the dark (resulting from oxidation and hydrolysis) and in sunlight (resulting from photooxidation and hydrolysis) were 10.7 and 10.1 months, respectively. Similarly, Jensen and Rosenberg (1975) found no significant difference in TCE removal from closed aquaria exposed to either daylight or darkness for 8 d, thus indicating that no direct photolysis occurred. Further, the TCE removal rates from these treatments (5% over 8 d) were well below the rate found when the aquaria were open (80% over 8 d). These studies indicate that photolysis, oxidation, and hydrolysis are not important processes for the removal of TCE from the aqueous environment when compared with volatilization.

Sorption

Dilling *et al.* (1975) explored TCE removal by sorption to clay, limestone, and peat moss in three closed-system experiments. They found that bentolite clay at a concentration of 375 $mg \cdot L^{-1}$ adsorbed 10% of the TCE in solution in 10 min, whereas a concentration of 750 $mg \cdot L^{-1}$ of clay adsorbed 22% of the TCE in solution after 30 min. Dolomitic limestone at a concentration of 500 $mg \cdot L^{-1}$ caused a 50% depletion

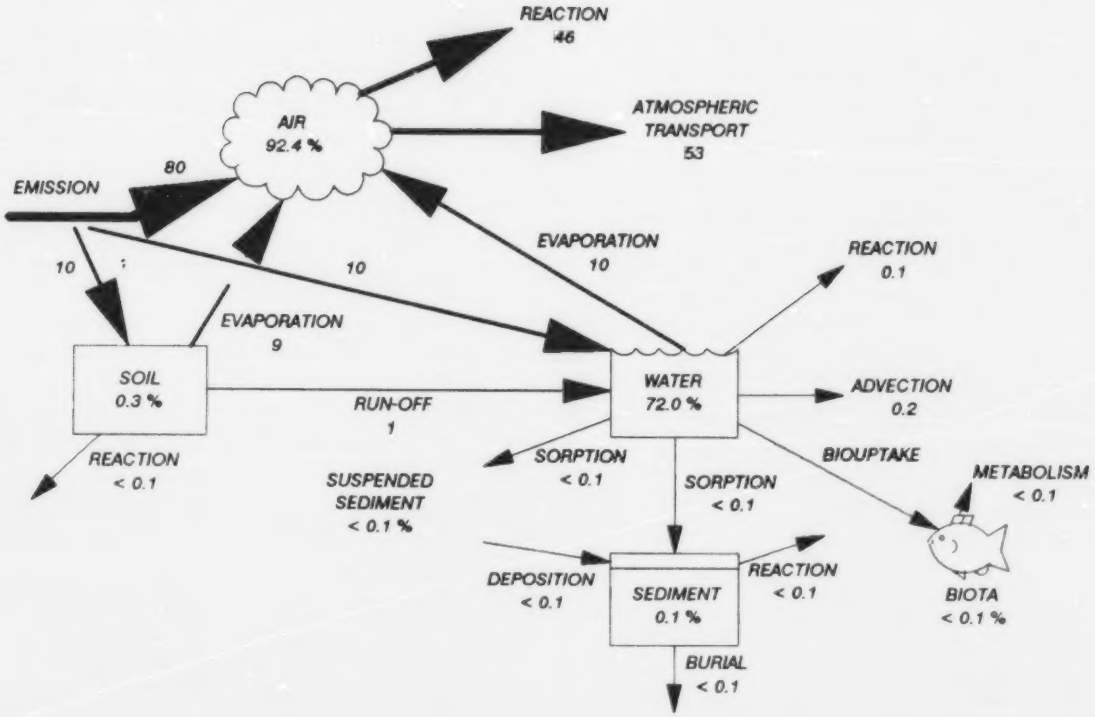


Figure 3. Environmental fate diagram for trichloroethylene (from Mackay, 1987).

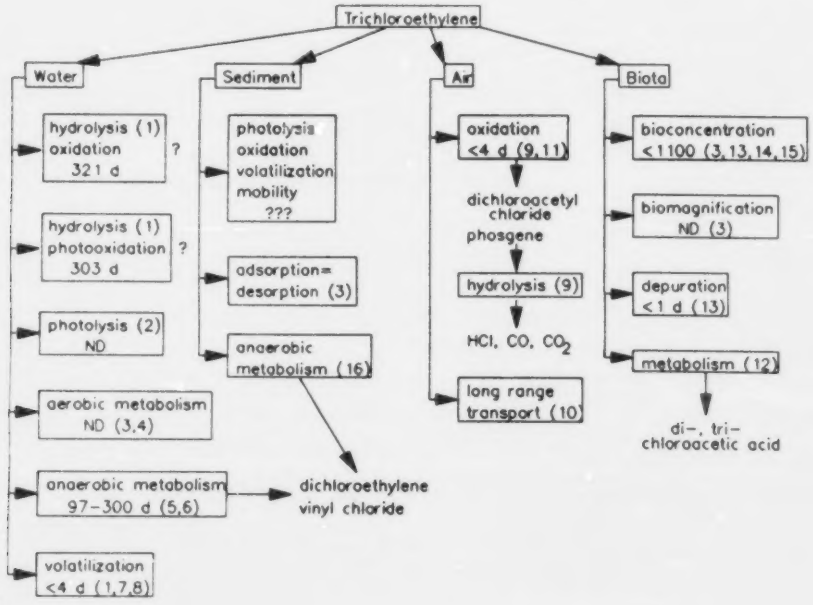


Figure 4. Fate processes for trichloroethylene.

of TCE in approximately 20 min and a 90% depletion in approximately 70 min. Peat moss (500 mg•L^{-1}), added to simulate a high content of organic material in water, caused a 40% TCE depletion in 10 min, after which no further depletion was measured.

In a field study by Pearson and McConnell (1975) in Liverpool Bay, England, no evidence for selective concentration of TCE in marine sediments was found, indicating that adsorption in natural marine ecosystems is not likely to be an important removal process when compared with other removal mechanisms.

Biodegradation

A few organisms have been shown to degrade TCE by reductive dechlorination under anaerobic conditions conducive to methanogenesis (Kleopfer *et al.*, 1985; Parsons *et al.*, 1985; Barrio-Lage *et al.*, 1988). The half-life for microbial degradation of TCE was found to be 97.1–105.9 d in an anaerobic microcosm experiment (Barrio-Lage *et al.*, 1988) and 300 d in a field study of spiked groundwater in Palo Alto, near San Francisco (Roberts *et al.*, 1982). In the former study, methane added as a nutrient to the microcosms decreased the TCE half-life to 39.0 d. These results indicated that biodegradation of TCE in groundwater can occur, but at rates much slower than would occur where volatilization is possible. Baek and Jaffe (1989) showed that a symbiotic nonmethanogenic fermentation process during methanogenesis enhanced the anaerobic degradation of trichloroethylene in mixed methanogenic cultures. TCE degradation products have been found in groundwater of the Gloucester, Ontario, and the Ville-Mercier, Quebec, landfill sites (Pakdel *et al.*, 1989; Lesage *et al.*, 1990). Degradation has also been shown to occur in anaerobic landfill leachate. Of concern, however, are the products of TCE anaerobic biodegradation. These include the toxic substances chloroethane, dichloroethylene, and vinyl chloride, which is carcinogenic (Bouwer *et al.*, 1981; Kleopfer *et al.*, 1985; Parsons *et al.*, 1985; Vogel and McCarty, 1985; Baek and Jaffe, 1989; Lesage *et al.*, 1989, 1990; Pakdel *et al.*, 1989).

Microbial degradation of TCE under aerobic conditions has not been demonstrated (Pearson and McConnell, 1975; Bouwer *et al.*, 1981), except in the presence of growth substrates such as phenol, toluene, and cresol (Nelson *et al.*, 1987), methane and methanol (Little *et al.*, 1988; Berwanger and Barker, 1988; Strandberg *et al.*, 1989), or a natural gas mixture (Wilson and Wilson, 1985). These results may be useful for groundwater reclamation projects, but are likely of little environmental significance.

There is limited evidence from mammalian studies indicating that TCE can be metabolized by higher organisms to produce di- and trichloroacetic acids (Daniel, 1963). Leibman (1965) reported that TCE is converted to chloral by liver microcosms and provided evidence that the reaction was catalyzed by cytochrome P-450. Chloral, trichloroethanol, and trichloroacetic acid are the major metabolites of TCE detected *in vivo* (Defalque, 1961; Kimmerle and Eben, 1973).

BIOACCUMULATION

Geyer *et al.* (1984) found that the green alga *Chlorella fusca* var. *vacuolata*, when exposed to a TCE concentration of 50 µg•L^{-1} for 1 d, had a bioconcentration factor (BCF) of 1160. No other studies of bioaccumulation in plants or phytoplankton were found in the literature.

Barrows *et al.* (1980) found that bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*) exposed to TCE at a mean concentration of 3.4 µg•L^{-1} for a period of 14 d had a bioconcentration factor of 17. In this study, TCE levels had equilibrated in the fish tissues by the end of the 14-d exposure period, and therefore longer exposures would not have led to a higher bioconcentration factor. When the fish were moved to clean aquaria, TCE depuration was rapid, with a half-life of less than 1 d. In the only other study found in the literature of TCE bioaccumulation in fish, Freitag *et al.* (1985) found that golden ide (*Leucociscus idus melanotus*) had a bioconcentration factor of 90 after a 3-d exposure to TCE. It is not clear from this study whether TCE bioconcentration reached equilibrium in the fish during the 3-d exposure period.

Pearson and McConnell (1975) determined the level of TCE in tissues of a wide range of marine organisms in Liverpool Bay, England. Species selected were chosen to represent different trophic levels. The evidence suggested that there was little bioaccumulation by plankton (BCF < 10), and that, in invertebrates, fish, birds, and mammals, bioaccumulation was highly variable (BCF < 2–100) (see Fig. 2). There was no evidence of biomagnification of TCE in the aquatic food webs of Liverpool Bay, England.

TOXICITY TO AQUATIC BIOTA

Because standard protocols for toxicity testing may become outdated or are not always available or

followed, a great deal of variability exists in the quality of published toxicity data. To ensure a consistent scientific evaluation for each chlorinated ethane compound, the data used in deriving a guideline must meet certain criteria as outlined in CCME (1991). These criteria include information on test conditions/design (e.g., flow-through, static), test concentrations, temperature, water hardness, pH, experimental design (controls, number of replicates), and a description of the statistics used in evaluating the data. Each study is evaluated based on the above information and ranked as primary, secondary, or unacceptable (see CCME 1991, for a detailed description of the ranking criteria). All data included in the minimum data set must be primary in order for full guideline derivation to proceed. For interim guideline derivation, primary or secondary data may be used. Toxicity data that do not meet the criteria of primary or secondary data are unacceptable and cannot be used in either derivation procedure.

There are a large number of studies that have considered the acute toxicity of TCE in freshwater and marine biota (Fig. 5) (Tables B-1 and B-2). Fewer studies have examined the chronic toxicity of TCE in aquatic biota (Table B-3). Similarly, few studies have considered the effects of TCE on aquatic communities in microcosm or field studies (Tables B-1 and B-2). The purpose of this section is to describe the toxic effects of TCE on aquatic biota.

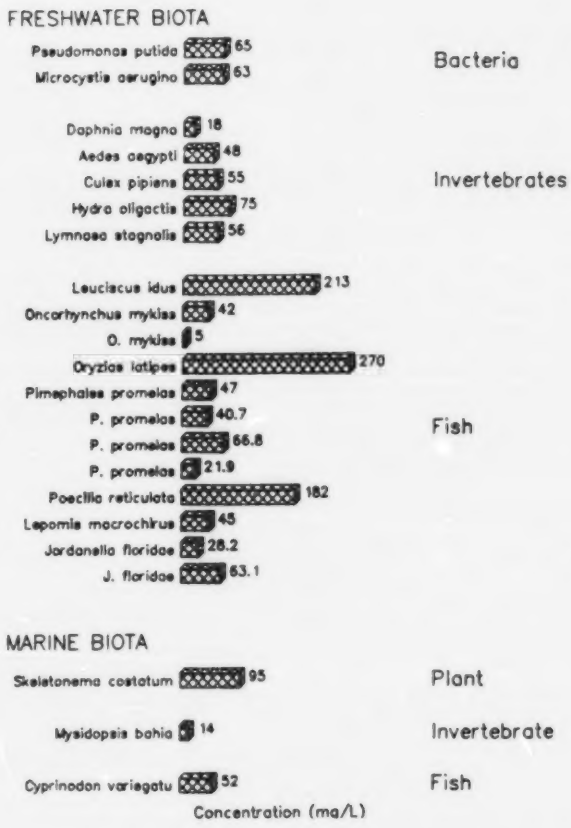


Figure 5. Observed significant responses in aquatic biota after acute exposures to TCE.

Acute Toxicity

Bacteria

The TCE toxic threshold (the concentration that causes initial inhibition of cell multiplication) for the bacterium *Pseudomonas putida* was 65.0 mg•L^{-1} after a 6-h exposure, and for the cyanobacterium *Microcystis aeruginosa,* the toxic threshold was 63.0 mg•L^{-1} after a 192-h exposure (Bringmann and Kuhn, 1980; Slooff *et al.*, 1983a). Both tests, ranked as secondary, were conducted under static conditions and with the reported TCE levels in the growth medium based on nominal (unmeasured) concentrations. The marine bacterium *Photobacterium phosphoreum*, which has also been used to test for toxicity in fresh waters, had a 50% light inhibition at a concentration of 120 mg•L^{-1} after a 15-min exposure; however, the study was deemed unacceptable because of insufficient reporting of test conditions (Kaiser and Ribo, 1988).

Phytoplankton

One marine species, the diatom *Skeletonema costatum*, was observed to have a 50% reduction in cell number after a 96-h exposure to TCE at a mean measured concentration of 95.0 mg•L^{-1} in a static test ranked as secondary (Ward *et al.*, 1986). In a static, unmeasured test with the unicellular marine alga *Phaeodactylum tricornutum*, a nominal TCE concentration of 8.0 mg•L^{-1} caused a 50% inhibition of ^{14}C uptake during photosynthesis (Pearson and McConnell, 1975). However, this study was deemed unacceptable because experimental conditions were not reported. In the only freshwater single-species study found, *Selenastrum capricornutum* was reported to have a no-observed-effect concentration (NOEC) for growth rate of 175 mg•L^{-1} following a 96-h exposure to TCE in a static test ranked as secondary because concentrations were not measured (Slooff *et al.*, 1983a).

No inhibitory effect on ^{14}C uptake during photosynthesis was observed in a natural estuarine phytoplankton assemblage during a 48-h exposure to

0.5. 1.0, and 2.0 mg•L^{-1} TCE in a flow-through test ranked as secondary because concentrations were not measured (Erickson and Hawkins, 1980). In a mixed culture containing the marine diatom *Thalassiosira pseudonana* and the marine alga *Dunaliella tertiolecta*, no effect on community composition was observed after a 96-h exposure to TCE at the two test concentrations of 0.05 and 0.10 mg•L^{-1} in a static test (Biggs *et al.*, 1979). However, this study was deemed unacceptable because experimental conditions were not reported.

Invertebrates

Several acute toxicity tests have been performed to determine the effects of TCE on *Daphnia* spp. *Daphnia magna* (4–6 d old) had a 48-h EC_{50} (immobilization) of 7.76 mg•L^{-1} TCE in a static, unmeasured test ranked as secondary (Abernethy *et al.*, 1986). In a static, unmeasured test ranked as secondary, young *D. magna* (<24 h old) had a 48-h LC_{50} of 18.0 mg•L^{-1} and a 48-h NOEC of 2.2 mg•L^{-1} TCE (LeBlanc, 1980). In studies from three laboratories with a similar experimental protocol, the corresponding 48-h LC_{50} was higher and ranged from 42.0 to 97.0 mg•L^{-1} TCE (Canton and Adema, 1978). The latter studies also found that young *D. pulex* (<24 h old) had a 48-h LC_{50} of 45.0 mg•L^{-1} TCE, and 11-d-old *D. cucullata* had a 48-h LC_{50} of 57.0 mg•L^{-1} TCE. These studies were deemed unacceptable because experimental conditions were not reported.

Invertebrate species from widely divergent taxonomic groups such as Oligochaeta, Diptera, Gastropoda, Amphipoda, and Ephemenoptera have also been tested for their response to short-term exposures of TCE (Pearson and McConnell, 1975; Slooff, 1983; Slooff *et al.*, 1983a; Ward *et al.*, 1986). The results from these tests suggest that differences in species' sensitivity to TCE may exist. For example, susceptibility to TCE ranged from a 96-h LC_{50} of 14.0 mg•L^{-1} for the marine mysid shrimp *Mysidopsis bahia* in a static, measured test ranked as secondary (Ward *et al.*, 1986) to a 48-h LC_{50} of 132.0 mg•L^{-1} for the freshwater oligochaete worms *Tubifex* and *Limnodrilus* in a static, unmeasured test deemed unacceptable because experimental conditions were not reported in sufficient detail (Slooff, 1983).

In a static test, Slooff *et al.* (1983b) found that the freshwater mussel *Dreissena polymorpha* experienced a significantly increased valve closure rate at a mean nominal TCE concentration of 9.7 mg•L^{-1}. The ecological significance of this response was not discussed by Slooff *et al.* (1983b). This study was deemed unacceptable because there was insufficient reporting of experimental conditions.

Fish

Two studies have reported LC_{50} values for TCE exposure of marine fish species. In the first study, sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*) were found by Ward *et al.* (1986) to have a 96-h LC_{50} of 52.0 mg•L^{-1} in a static, measured test ranked as secondary. Pearson and McConnell (1975) found that *Limanda* had a 96-h LC_{50} of 16.0 mg•L^{-1} TCE in a flow-through, measured test. However, this latter study was considered unacceptable because test conditions were not reported in sufficient detail.

In a flow-through test, Alexander *et al.* (1978) found that fathead minnow (*Pimephales promelas*) had a 96-h LC_{50} at a measured concentration of 40.7 mg•L^{-1} TCE. Similar test conditions (flow-through, measured) were found to yield an LC_{50} of 28.2 mg•L^{-1} TCE for juvenile flagfish (*Jordanella floridae*) (ATRG, 1988). Both of these studies were ranked as primary. Slooff *et al.* (1983a) found that rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) experienced 50% mortality after a 96-h exposure to a nominal concentration of 42.0 mg•L^{-1} TCE in a static test ranked as secondary because concentrations were not measured. The no-observed-lethality concentration (NOLC) was 33.0 mg•L^{-1}. In a sublethality test by Slooff (1979), *O. mykiss* was found to have a significantly increased respiration rate after a 24-h exposure to 5.0 mg•L^{-1} TCE in a flow-through test also ranked as secondary because concentrations were not measured. The ecological significance of this response and the length of time in which the response was elevated were not discussed by Slooff (1979). Other reported LC_{50} values range from 45.0 mg•L^{-1} for young-of-the-year bluegill (*Lepomis macrochirus*) in a 96-h static, unmeasured test (Buccafusco *et al.*, 1981) to 270.0 mg•L^{-1} TCE for medaka (*Oryzias latipes*) in a 48-h static, unmeasured test (Slooff *et al.*, 1983a). Both of these tests were ranked as secondary because concentrations were not measured.

Amphibians

In 48-h static, unmeasured tests deemed unacceptable because insufficient information on experimental conditions was reported, the clawed toad (*Xenopus laevis*) and the Mexican axolotl (*Ambystoma mexicanum*) experienced 50% mortality

at 45.0 and 48.0 mg•L^{-1} TCE, respectively (Slooff and Baerselman, 1980). In this study, *X. laevis* and A. mexicanum had NOLC values of 41.0 and 29.0 mg•L^{-1} TCE, respectively (Slooff *et al.*, 1983a).

Chronic Toxicity

In a primary ranked study, the Aquatic Toxicity Research Group (ATRG, 1988) determined the chronic toxicity of TCE to American flagfish (*J. floridae*) and brook trout (*Salvelinus fontinalis*) in flow-through life-cycle tests employing four biological end points: embryo survival (egg hatchability), larval survival, fry survival, and fry growth. TCE significantly reduced 10-d larval survival and 28-d fry survival of flagfish at the highest concentrations tested—21.2 mg•L^{-1} and 20.9 mg•L^{-1}, respectively. However, these concentrations had no effect on embryo survival or fry growth. The NOECs for 10-d survival and 28-d fry survival were 5.76 and 10.6 mg•L^{-1} TCE, respectively. The data reported for brook trout embryo survival, survival of swim-up larvae, and 120-d fry survival did not indicate a consistent dose/response relationship and are therefore inconclusive. However, there was a consistent relationship between TCE concentration and fry growth; at the lowest concentration tested, 0.21 mg•$^{-1}$ TCE, there was a significant 5% decrease in 120-d fry weight. At TCE concentrations of 0.68, 1.96, 4.31, and 11.3 mg•L^{-1} TCE, 120-d fry weights decreased by 5%, 17%, 25%, and 44%, respectively.

Loekle *et al.*, (1983) found that at nominal concentrations of 1.0 and 5.0 mg•L^{-1} TCE, black molly (*Poecilia sphenops*) exhibited reduced growth rates and survival time during a 60-d exposure in a static test in which the test chemical was renewed every 14 d. However, these data are considered unacceptable because the tests were not replicated, critical test conditions were not stated (e.g., temperature and pH), and a static long-term test is not applicable with highly volatile chemicals such as TCE (ASTM, 1988).

In a field experiment on a natural pond community ranked as a secondary study, Lay *et al.* (1984) found that at a nominal concentration of 25.0 mg•L^{-1} TCE, *Daphnia* abundance and phytoplankton richness and abundance were significantly reduced at the conclusion of the 43-d observation period. These changes in community structure persisted to the end of the observation period despite the fact that 50% of the TCE had disappeared after 2.7 d and 98% had disappeared after 15 d. This study indicated the potential for long-term impacts on aquatic communities after accidental spills of TCE.

Carcinogenicity, Mutagenicity, and Teratogenicity

After reviewing the literature, Bull (1985) concluded that TCE is a probable carcinogen and mutagen that may pose a threat to humans in cases where drinking water is obtained from contaminated groundwater supplies. TCE has been shown to induce cancer in mice and rats (National Cancer Institute, 1976; National Toxicology Program, 1983, 1987; Fukuda *et al.*, 1983; Maltoni *et al.*, 1988). However, studies by other researchers did not show a carcinogenic response to TCE (Van Duuren *et al.*, 1979; Henschler *et al.*, 1984). Connor (1984) calculated that an additional 2.1–2.4 x 10^{-6} cancers in humans would result from a lifetime consumption of groundwater contaminated with 5.7–6.5 µg•L^{-1} TCE. The U.S. EPA (1978) has estimated that TCE concentrations of 21, 2.1, and 0.21 µg•L^{-1} TCE in water would result in additional human lifetime cancer risks of 10^{-5}, 10^{-6}, and 10^{-7}, respectively. No study has been found that documents the potential carcinogenic, mutagenic, or teratogenic effects of TCE on aquatic biota, and thus risk estimates cannot yet be determined.

SUMMARY AND RECOMMENDED GUIDELINES

Following for extensive evaluation of the published literature on trichloroethylene, Canadian water quality guidelines were derived (Table 3). The rationales for the development of the recommended guidelines are summarized below.

Table 3. Recommended Water Quality Guidelines for Trichloroethylene

Uses	Guidelines
Raw water for drinking water supplies	0.05 mg•L^{-1}*
Recreation and aesthetics	Insufficient data
Aquatic life	
Freshwater	0.02 mg•L^{-1}†
Marine	Insufficient data
Agriculture	
Livestock watering	0.05 mg•L^{-1}‡
Irrigation	Insufficient data
Industrial	Insufficient data

*Proposed by the Federal-Provincial Subcommittee on Drinking Water (Health and Welfare Canada, 1989).

†Interim guideline.

‡Canadian drinking water guideline (Health and Welfare Canada, 1989) adopted as interim Canadian livestock watering guideline.

Raw Water Sources for Drinking Water

The Federal–Provincial Subcommittee on Drinking Water has proposed a TCE guideline of 0.05 mg•L^{-1} for this water use (Health and Welfare Canada, 1989).

If, after 1 year, no evidence is presented that questions the suitability of the proposed value, it will be adopted as the guideline.

Recreation and Aesthetics

The odour threshold of TCE in water is 10 $mg \cdot L^{-1}$ (Verschueren, 1983). No thresholds for taste or fish tainting were found in the literature. Without these data, there is insufficient information to recommend a Canadian water quality guideline for recreational water to protect this water use.

Aquatic Life

Freshwater Aquatic Life

Figure 6 indicates that the minimum data requirements to derive a water quality guideline to protect freshwater aquatic life were not met for TCE. In particular, no primary studies were available for freshwater invertebrates or plants. However, the minimum data requirements for an interim guideline were met, and thus an interim guideline can be derived from the available litrature (CCME,1991).

The chronic toxicity data indicate that the most sensitive freshwater organism was brook trout (*Salvelinus fontinalis*), which experienced a significant 5% decrease in 120-d fry weight (LOEL) after exposure to 0.21 $mg \cdot L^{-1}$ TCE in a flow-through test (ATRG, 1988). An interim Canadian water quality guideline of 0.02 $mg \cdot L^{-1}$ TCE is recommended for the protection and maintenance of freshwater aquatic life. This level was derived by applying a safety factor of 1 order of magnitude, as specified in CCEM (1991), to the lowest chronic value (brook trout, ATRG, 1988) resulting from long-term exposure.

Marine Aquatic Life

A guideline or interim guideline for the protection and maintenance of marine aquatic life could not be calculated because there were no primary studies available for marine fish, invertebrate, or plant species, and because only one fish and one invertebrate acute study were available for marine biota (Ward *et al.*, 1986) (Fig. 7). At least two studies on both invertebrate and fish species are required as a minimum data base before an interim guideline derivation can proceed (CCEM, 1991).

Agriculture

Livestock Watering

The U.S. EPA (1978) determined that the major route for exposure of terrestrial mammals to TCE was by inhalation. No data could be found regarding the toxicity of TCE to domestic livestock. In the absence of such data for other chemicals, Canadian drinking water quality guidelines are adopted as interim livestock watering guidelines as a means of providing a margin of safety for livestock and preventing unacceptable residues in animal products. The TCE drinking water quality guideline of 0.05 $mg \cdot L^{-1}$ proposed by Health and Welfare Canada (1989) is recommended as an interim Canadian livestock watering guideline to protect this water use.

Irrigation

No studies were found in the literature that documented the effects of TCE on terrestrial macrophytes including crops. Therefore, it was not possible to calculate a water quality guideline for TCE for this water use.

Industrial Water Supplies

At present the necessary information is lacking to set water quality guidelines for most chemical compounds in industrial water supplies. A survey of industry water quality needs is being conducted; upon completion, it may be possible to set guidelines for many compounds, including TCE, to protect this water use.

DATA GAPS

Several research areas require further attention in order to reduce the level of uncertainty with regard to TCE toxicity and to allow development of TCE guidelines for all water uses. At present, there are insufficient data documenting TCE levels in Canadian groundwaters, sediments, and biota. These data are required for two purposes: to assess the potential hazard TCE currently poses to Canadian aquatic environments, and to determine if the environmental fate processes predicted for TCE in laboratory studies are accurately reflected by measured TCE levels in the environment. There is also a shortage of studies that have determined the bioaccumulation potential and depuration rates of TCE in aquatic biota. Thus

Water Use: Protection of Freshwater Aquatic Life

Compound: Trichloroethylene (TCE)

Canadian Water Quality Guideline Requirements: Minimum Toxicity Data Set

Aquatic Biota	Number of Studies Required	Primary	Resident in North America	Additional Requirements*	Reference
Fish	1.	x	x	COLD, CHRONIC	ATRG 1988
	2.	x	x	WARM, CHRONIC	ATRG 1988
	3.	x	x		Alexander et al. 1978
Invertebrates	1.	—	—		—
	2.	—	—		—
Plants	1.	—	—		—

* Fish: (i) at least one cold- and one warmwater species are required (COLD, WARM)
(ii) at least two chronic (partial or full lifecycle) studies are required (CHRONIC)
Invertebrates: (i) at least two chronic (partial or full lifecycle) studies are required (CHRONIC)
(ii) at least two invertebrate classes must be represented (CL 1, CL 2)
(iii) at least one species must be planktonic (PLK)

Scientifically Justified Exemptions to Above Requirements: Yes___ No x

Minimum Toxicity Data Set Requirements Met: Yes___ No x If no, go to interim guideline section

Canadian Water Quality Guideline Requirements: Minimum Environmental Fate Data Set

(1) Is the mobility of the compound and the compartments of the aquatic environment in which it is likely to be found known? Yes x No ___

(2) Are the kinds of chemical and biological reactions that take place during transport and after deposition known? Yes x No ___

(3) Are the eventual chemical metabolites known? Yes x No ___

(4) Is the persistence of the compound in water, sediments and biota known? Yes x No ___

If the answer is no to any of the above, go to interim guideline section

---

Canadian Water Quality Interim Guideline Requirements:

(1) Are there at least two acute and/or chronic studies for fish, and for invertebrates? Yes x No ___

(2) Is one fish species a coldwater species resident in North America? Yes x No ___

(3) Are there two invertebrate species from different classes and is one species planktonic and resident in North America. Yes x No ___

If no to any of the above, than an interim guideline cannot be calculated. Please note that primary or secondary studies may be used for interim guideline derivation.

Figure 6. The minimum data set work sheet for the derivation of a Canadian water quality guideline for TCE to protect freshwater aquatic life.

Water Use: Protection of Marine Aquatic Life

Compound: Trichloroethylene (TCE)

Canadian Water Quality Guideline Requirements: Minimum Toxicity Data Set

Aquatic Biota	Number of Studies Required	Primary	Temperate Species	Chronic Study	Two Classes Represented	Reference
Fish	1.	—	—	—		—
	2.	—	—	—		—
	3.	—	—			—
Invertebrates	1.	—	—	—	—	—
	2.	—	—	—		—
Plants	1.	—	—			—

Scientifically Justified Exemptions to Above Requirements: Yes__ No X

Minimum Toxicity Data Set Requirements Met: Yes__ No X If no, go to interim guideline section

Canadian Water Quality Guideline Requirements: Minimum Environmental Fate Data Set

(1) Is the mobility of the compound and the compartments of the aquatic environment in which it is likely to be found known? Yes X No __

(2) Are the kinds of chemical and biological reactions that take place during transport and after deposition known? Yes X No __

(3) Are the eventual chemical metabolites known? Yes X No __

(4) Is the persistence of the compound in water, sediments and biota known? Yes X No __

If the answer is no to any of the above, go to interim guideline section

---

Canadian Water Quality Interim Guideline Requirements:

(1) Are there at least two acute and/or chronic studies for marine fish, and for marine invertebrates? Yes__ No X

(2) Is one fish species a temperate species? Yes X No __

(3) Are the two invertebrate species from different classes and is one of the species temperate? Yes__ No X

If no to any of the above, than an interim guideline cannot be calculated. Primary or secondary studies may be used for the interim guideline data requirements.

Figure 7. The minimum data set work sheet for the derivation of a Canadian water quality guideline for TCE to protect marine aquatic life.

far, only one species of phytoplankton and two species of fish have been studied with regard to TCE bioaccumulation potential. No bioaccumulation studies have been conducted with invertebrate species. Moreover, only one unpublished study (ATRG, 1988) has been conducted to determine the effects of long-term TCE exposure on aquatic biota. In order to upgrade the freshwater aquatic life TCE interim guideline to guideline status, at least two primary studies examining the response (preferably a life-cycle measurement) of an invertebrate species to chronic exposures of TCE must be conducted. To derive a marine aquatic life guideline, the following TCE toxicity studies are required: (i) one primary acute exposure study on a marine fish species; (ii) two primary chronic exposure studies (nonlethal end points) on marine fish species, each of which includes the early life stages of a temperate species; (iii) two chronic exposure studies (nonlethal end point) on marine invertebrate species, which include the early life stages of a temperate species; and (iv) one primary toxicity study on a temperate plant or algal species. An interim marine aquatic life guideline could be derived with one additional acute exposure study on both a marine invertebrate and a marine fish species.

Although further TCE toxicity information is desirable for livestock, it is likely that a water quality guideline for this water use is unnecessary because water is not an important TCE exposure route for livestock. There is no information available to assess the tolerance of crops to TCE in irrigation water. Given that TCE is volatile and nonpersistent, it is unlikely that this compound could pose a toxic threat to Canadian crops. However, further fate studies to determine TCE persistence in crops and soil and toxicity studies on crops are both desirable and necessary for the calculation of a guideline for this water use.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors gratefully acknowledge the helpful comments and suggestions of the members of the Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME) Task Force on Water Quality Guidelines. The critical reviews of M.C. Taylor, R.A. Kent, M.P. Wong, R.C. Pierce, and B.D. Pauli of the Water Quality Branch, K.L.E. Kaiser and S. Lesage of the National Water Research Institute, B. Elliott of the Commerical Chemicals Branch, and L.E. Fiddler of MacDonald Environmental Sciences Ltd. greatly improved this manuscript.

REFERENCES

Abelson, P.H. 1990. Volatile contaminants of drinking water. Science, 247: 141.

Abernethy, S., A.M. Bobra, W.Y. Shiu, P.G. Wells, and D. Mackay. 1986. Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans: The key role of organism–water partitioning. Aquat. Toxicol. 8: 163–174.

AEC (Alberta Environment Centre). 1989. Trichloroethylene data from Oldman, Bow, Red Deer, Athabasca, Peace and North Saskatchewan River basins (1984–1988) Unpublished report, Alberta Environmental Protection Services.

Alexander, H.C., W.M. McCarty, and E.A. Bartlett. 1978. Toxicity of perchloroethylene, trichloroethylene, 1,1,1-trichloroethane, and methylene chloride to fathead minnows. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 20: 344–352.

ASTM. 1988. Standard practice for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates, and amphibians. E 729-88. Philadelphia, Pa. American Society for Testing and Materials.

ATRG. 1988. Aquatic toxicity of multiple organic compounds. II. Chlorinated ethanes and chlorinated ethylenes. A summary report prepared for the Ontario Ministry of the Environment by the Aquatic Toxicity Research Group, Lakehead University, Thunder Bay, Ontario.

Baek, N.H., and P.R. Jaffe. 1989. The degradation of trichloroethylene in mixed methanogenic cultures. J. Environ. Qual., 18: 515–518.

Barrio-Lage, G.A., F.Z. Parsons, and P.A. Lorenzo. 1988. Inhibition and stimulation of trichloroethylene biodegradation in microaerophilic microcosms. Environ. Toxicol. Chem., 7: 889–895.

Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek, and J.J. Carroll. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (Lepomis macrochirus). *In* Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals, ed. R. Haque. Ann Arbor, Michigan: Ann Arbor Science Publ.

Berwanger, D.J., and J.F. Barker. 1988. Aerobic biodegradation of aromatic and chlorinated hydrocarbons commonly detected in landfill leachates. Water Pollut. Res. J. Can., 23: 460–474.

Biggs, D.C., R.G. Rowland, and C.F. Wurster. 1979. Effects of trichloroethylene, hexachlorobenzene and polychlorinated biphenyls on the growth and cell size of marine phytoplankton. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21: 196–201.

Bouwer, E.J., B.E. Rittmann, and P.L. McCarty. 1981. Anaerobic degradation of halogenated 1- and 2-carbon organic compounds. Environ. Sci. Technol., 15: 596–602.

Bringmann, G., and R. Kuhn. 1980. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test. Water Res., 14: 231–241.

Bruckner, J.V., B.D. Davis, and J.N. Blancato. 1989. Metabolism, toxicity, and carcinogenicity of trichloroethylene. CRC Crit. Rev. Toxicol., 20: 31–50.

Buccafusco, R.J., S.J. Ells, and G.A. LeBlanc. 1981. Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 26: 446–452.

Bull, R.J. 1985. Carcinogenic and mutagenic properties of chemicals in drinking water. Sci. Total Environ., 47: 385–413.

Canada Gazette. 1989. Priority Substances List. Extract Canada Gazette, Part I, February 11, 1989, Ministry of Supply and Services Canada.

Canton, J.H., and D.M.M. Adema. 1978. Reproducibility of short-term and reproduction toxicity experiments with *Daphnia magna* and comparison of the sensitivity of *Daphnia magna* with *Daphnia pulex* and *Daphnia cucullata* short-term experiments. Hydrobiologia, 59: 135–140.

CCME (Candian Council of Ministries of Environment). 1991. A Protocol for the Derivation of Water Quality Guidelines for the protection of Aquatic life. *In* Canadian Water Quality Guidelines (1987). Prepared by the task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Ministers of the Environment, Appendix IX. 24pp.

CCREM. 1987. Canadian Water Quality Guidelines. Prepared by the Task Force on Water Quality Guidelines of the Canadian Council of Resource and Environment Ministers.

COARGLWQ. 1986. Canada–Ontario Agreement Respecting Great Lakes Water Quality. St. Clair River Pollution Investigation (Sarnia area).

Cogswell, S.A., J. Bakker, and A. Kitai. 1982. CEH Marketing Research Report, C_2 Chlorinated Solvents. Chemical Economics Handbook. New York: SRI International.

Cohen, Y., and P.A. Ryan. 1985. Multimedia modelling of environmental transport: Trichloroethylene test case. Environ. Sci. Technol., 19: 412–417.

Comba, M.E., and K.L.E. Kaiser. 1983. Determination of volatile contaminants at the ng/L level in water by capillary gas chromatography with electron capture detection. Int. J. Environ. Anal. Chem., 16: 17–31.

Conglio, W.A., K. Miller, and D. Mackeever. 1980. The occurrence of volatile organics in drinking water. Criteria and Standards Division, Science and Technology Branch, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (Cited in Bruckner *et al.*, 1989.)

Connor, M.S. 1984. Comparison of the carcinogenic risks from fish vs. ground water contamination by organic compounds. Environ. Sci. Technol., 18: 628–631.

CPI (Canadian Process Industries). 1988. Trichloroethylene. Corpus Information Services, Don Mills, Ontario.

Daniel, J.W. 1963. Biochem. Pharmacol., 12: 795–802. (Cited in Pearson and McConnell, 1975.)

Defalque, R.J. 1961. Clin. Pharmacol. Ther., 2: 665–688. (Cited in Miller and Guengerich, 1982.)

Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes. II. Evaporation rates of chloro methanes, ethanes, ethylenes, propanes, and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions. Environ. Sci. Technol., 11: 405–409.

Dilling, W.L., N.B. Tefertiller, and G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates and reactivities of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol., 9: 833–838.

Erickson, S.J., and C.E. Hawkins. 1980. Effects of halogenated organic compounds on photosynthesis in estuarine phytoplankton. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24: 910–915.

Freitag, D., L. Ballhorn, H. Geyer, and F. Korte. 1985. Environmental hazard profile of organic chemicals. An experimental method for the assessment of the behaviour of organic chemicals in the ecosphere by means of simple laboratory tests with ^{14}C labelled chemicals. Chemosphere, 14: 1599–1616.

Fukuda, K., K. Takemoto, and H. Tsuruta. 1983. Inhalation carcinogenesis of trichloroethylene in mice and rats. Ind. Health, 21: 243–254.

Gay, B.W., P.L. Hanst, J.J. Bufalini, and R.C. Noonan. 1976. Atmospheric oxidation of chlorinated ethylenes. Environ. Sci. Technol., 10: 58–67.

Geyer, H., G. Politzki, and D. Freitag. 1984. Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: Relationship between n-octanol/water partition coefficient and bioaccumulation of organic chemicals by alga *Chlorella*. Chemosphere, 13: 269–284.

Health and Welfare Canada. 1989. Guidelines for Canadian Drinking Water Quality. Prepared by the Federal–Provincial Subcommittee on Drinking Water of the Federal–Provincial Advisory Committee on Environmental and Occupational Health.

Henschler, D., H. Elsasser, W. Romen, and E. Eder. 1984. Carcinogenicity study of trichloroethylene, with and without epoxide stabilizers in mice. J. Cancer Res. Clin. Oncol., 104: 149.

Jensen, S., and R. Rosenberg. 1975. Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in seawater and sterilized water. Water Res., 9: 659–661.

Kaiser, K.L.E., and M.E. Comba. 1983. Volatile contaminants in the Welland River watershed. J. Great Lakes Res., 9: 274–280.

Kaiser, K.L.E., and M.E. Comba. 1986. Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: The St. Clair River–Lake St. Clair example. Environ. Toxicol. Chem., 5: 965–976.

Kaiser, K.L.E., and D.G. Oliver. 1976. Determination of volatile halogenated hydrocarbons in water by gas chromatography. Anal. Chem., 48: 2207–2209.

Kaiser, K.L.E., and J.M. Ribo. 1988. *Photobacterium phosphoreum* toxicity bioassay. II. Toxicity data compilation. Toxic Assess., 3: 195–237.

Kaiser, K.L.E., and I. Valdmanis. 1979. Volatile chloro- and chlorofluorocarbons in Lake Erie—1977 and 1978. J. Great Lakes Res. 5: 160–169.

Kaiser, K.L.E., M.E. Comba, and H. Huneault. 1983. Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 9: 212–223.

Kimmerle, G., and A. Eben. 1973. Arch. Toxikol., 30: 115-126. (Cited in Miller and Guengerich, 1982.)

Kleopfer, R.D., D.M. Easley, B.B. Haas, T.G. Diehl, D.E. Jackson, and C.J. Wurrey. 1985. Anaerobic degradation of trichloroethylene in soil. Environ. Sci. Technol., 19: 277–280.

Lay, J.P., W. Schauerte, and W. Klein. 1984. Effects of trichloroethylene on the population dynamics of phyto- and zooplankton in compartments of a natural pond. Environ. Pollut. Ser. A, Ecol. Biol., 33: 75–91.

LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24: 684–691.

Leibman, K.C. 1965. Mol. Pharmacol., 1: 239–246. (Cited in Miller and Guengerich, 1982).

Lesage, S., P.G. Riemann, and R.A. McBride. 1989. Degradation of organic solvents in landfill leachate. *In* Proceedings of the Ontario Ministry of the Environment Technology Transfer Conference 2: 88–97.

Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle, and P. Reiemann. 1990. Occurrence and fate of organic solvent residues in anoxic ground-water at the Gloucester landfill, Canada. Environ. Sci. Technol., 24(4): 559–566.

Little, C.D., A.V. Palumbo, S.E. Herbes, M.E. Lidstrom, R.L. Tyndall, and P.J. Gilmer. 1988. Trichloroethylene biodegradation by a methane-oxidizing bacterium. Appl. Environ. Microbiol., 54: 951–956.

Loekle, D.M., A.J. Schecter, and J.J. Christian. 1983. Effects of chloroform, tetrachloroethylene, and trichloroethylene on survival, growth, and liver of *Poecilia sphenops*. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 30: 199–205.

Love, O.T., and R.G. Eilers. 1982. Treatment of drinking water containing trichloroethylene and related industrial solvents. J. Am. Water Works Assoc., 74: 413–425.

Lum, K.R., and K.L.E. Kaiser. 1986. Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River: Some preliminary results on their distribution. Water Pollut. Res. J. Can. 21: 592–603.

Mackay, D. 1987. The holistic assessment of toxic organic chemicals in Canadian waters. Can. Water Res. J., 12: 14–22.

Mackay, D., S. Patterson, B. Cheung, and W. Neely. 1985. Evaluating the behaviour of chemicals with a Level III Fugacity Model. Chemosphere, 14: 335–374.

Maltoni, C., G. Lefemine, G. Cotti, and G. Perino. 1988. Long-term carcinogenicity bioassays on trichloroethylene administered by inhalation to Sprague-Dawley rats and Swiss and B6C3F1 mice. Ann. N.Y. Acad. Sci., 534: 316–342.

McConnell, G., D.M. Ferguson, and C.R. Pearson. 1975. Chlorinated hydrocarbons and the environment. Endeavor 34: 13–18.

McNeill, W.C. 1979. Trichloroethylene. *In* Encyclopedia of Chemical Technology, Vol. 5, ed. I. Kirk and D.F. Othmer. New York: John Wiley and Sons.

Miller, R.E., and F.P. Guengerich. 1982. Oxidation of trichloroethylene by liver microsomal cytochrome P-450: Evidence for chlorine migration in a transition state not involving trichloroethylene oxide. Biochemistry, 21: 1090–1097.

Muraoka, K., and T. Hirata. 1988. Hydraulic behaviour of chlorinated organic compounds in water. Water Res., 22: 485–489.

National Cancer Institute. 1976. Carcinogenesis bioassay of trichloroethylene. CAS No. 79-01-6. NCI-CG-TR-2. Washington, D.C.

National Toxicology Program. 1983. Carcinogenesis bioassay of trichloroethylene (without epichlorohydrin) in F344/N rats and B6C3F1/N mice (gavage studies). Tech. Rep. 243, NIH Publ.

B6C3F1/N mice (gavage studies). Tech. Rep. 243, NIH Publ. No. 83–1799. U.S. Department of Health and Human Services, Washington, D.C. (Cited in Bruckner *et al.*, 1989.)

National Toxicology Program. 1987. Toxicology and carcinogenesis studies in four strains of rats. (ACI, August, Marshall, Osborne-Mendell). NTP TR 273, NIH Publ. No. 88-2529. U.S. Department of Health and Human Services, Bethesda, Md.

Neely, W.B., D.R. Branson, and G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol., 8: 1113–1115.

Nelson, M.J.K., S.O. Montgomery, W.R. Mahaffey, and P.H. Pritchard. 1987. Biodegradation of trichloroethylene and involvement of an aromatic biodegradative pathway. Appl. Environ. Microbiol., 53: 949–954.

Nimmo, D.R., D.J. Hansen, J.A. Couch, N.R. Cooley, P.R. Parrish, and J.I. Lowe. 1975. Toxicity of Aroclor 1254 and its physiological activity in several estuarine organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 3: 22–39.

N.S. DOE. 1983. The occurrence of trichloroethylene and tetrachloroethylene in well water in Amherst, N.S. Unpubl. doc., Nova Scotia Department of Environment.

Ofstad, E.B., H. Drangsholt, and G. Carlberg. 1981. Analysis of volatile halogenated organic compounds in fish. Sci. Total Environ., 20: 205–215.

Pakdel, H.S., S. Lesage, P. Geilinas, and C. Roy. 1989. Toxic chemicals in soil and ground water at the contaminants site of Ville-Mercier, P.Q. Presented at the 39th Canadian Chemical Engineering Conference, Hamilton, Ont., October 1–4, 1989.

Parsons, F., G. Barrio-Lage, and R. Rice. 1985. Biotransformation of chlorinated organic solvents in static microcosms. Environ. Toxicol. Chem., 4: 739–742.

Pearson, C.R., and G. McConnell. 1975. Chlorinated C_1 and C_2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London, Ser. B, 189: 305–332.

Roberts, P.V., J. Schreiner, and G.D. Hopkins. 1982. Field study of organic water quality changes during ground water recharge in the Palo Alto baylands. Water Res., 16: 1025–1035.

Slooff, W. 1979. Detection limits of a biological monitoring system based on fish respiration. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 23: 517–523.

Slooff, W. 1983. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: Some toxicological considerations. Aquat. Toxicol., 4: 73–82.

Slooff, W., and R. Baerselman. 1980. Comparison of the usefulness of the Mexican axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and the clawed toad (*Xenopus laevis*) in toxicological bioassays. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24: 439–443.

Slooff, W., J.H. Canton, and J.L.M. Hermens. 1983a. Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species to 15 chemical compounds. I. (Sub)Acute toxicity tests. Aquat. Toxicol., 4: 113–128.

Slooff, W., D. de Zwart, and J.M. Marquenie. 1983b. Detection limits of a biological monitoring system for chemical water pollution based on mussel activity. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 30: 400–405.

Strandberg, G.W., T.L. Donaldson, and L.L. Farr. 1989. Degradation of trichloroethylene and trans-1,2-dichloroethylene by a methanogenic consortium in a fixed-film, packed-bed bioreactor. Environ. Sci. Technol., 23: 1422–1425.

Subramanian, A., S. Tanabe, H. Hidaka, and R. Tatsukawa. 1986. Bioaccumulation of organochlorines (PCBs and p, p'-DDE) in Antarctic Adelie penguins *Pygoscelis adeliae* collected during a breeding season. Environ. Pollut. Ser. A., Ecol. Biol., 40: 173–189.

U.S. EPA. 1978. Ambient water quality criteria: Trichloroethylene. U.S. Environmental Protection Agency PB 292 443.

U.S. EPA. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. II. Halogenated aliphatic hydrocarbons, halogenated ethers, monocyclic aromatics, phthalate esters, polycyclic aromatic hydrocarbons, nitrosamines, and miscellaneous compounds. U.S. Environmental Protection Agency EPA 440/4 79-029b.

U.S. EPA. 1980. Ambient water quality criteria for trichloroethylene. U.S. Environmental Protection Agency EPA 440/5-80-077.

U.S. EPA. 1986. Water quality criteria summary. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Van Duuren, B.L., B.M. Goldschmidt, G. Loewengart, A.C. Smith, S. Melchionne, I. Seidman, and D. Roth. 1979. Carcinogenicity of halogenated olefinic and aliphatic hydrocarbons in mice. J. Natl. Cancer Inst., 63: 1433–1439.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. New York: Van Nostrand Reinhold Company.

Vogel, T.M., and P.L. McCarty. 1985. Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, and carbon dioxide under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol., 49: 1080–1083.

Wang, T.C., and C.K. Tan. 1987. Photodegradation of trichloroethylene in microheterogeneous aqueous systems. Environ. Int., 13: 359–362.

Wang, T.C., R. Lenahan, M. Kanik, and J. TenEyck. 1985. The removal of trichloroethylene contaminated ground water at Vero Beach, Florida. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 14: 719–723.

Ward, G.S., A.J. Tolmsoff, and S.R. Petrocelli. 1986. Acute toxicity of trichloroethylene to saltwater organisms. Bull. Environ. Contam.Toxicol., 37: 830–836.

Westrick, J.J., J.W. Mello, and R.F. Thomas. 1984. The ground water supply survey. J. Am. Water Works Assoc., 76(5): 52–59.

Wilson, J.T., and B.H. Wilson. 1985. Biotransformation of trichloroethylene in soil. Appl. Environ. Microbiol., 49: 242–243.

Zoeteman, B.C.J., K. Harmsen, J.B.H.J. Linders, C.F.H. Morra, and W. Slooff. 1980. Persistent organic pollutants in river water and ground water of the Netherlands. Chemosphere, 9: 231–249.

Zugger, P.D. 1989. Memorandum from P.D. Zugger, Chief, Surface Water Quality Division. State of Michigan Department of Natural Resources, Rule 57 (2) Guideline Levels for January, 1989.

Appendix A
Literature Search

APPENDIX A

Literature Search

A literature search of the following data bases was conducted to retrieve any references that considered the effects of TCE on major water uses:

Data base	Coverage period
1. AQUAREF (Canadian Water Resources References)	1970 – Oct. 1988
2. ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts)	1978 – Nov. 1988
3. BIOSIS	1979 – Dec. 1988
4. CAS Online (Chemical Abstracts Service)	1967 – Dec. 1988
5. CODOC	1970 – Dec. 1988
6. COMPENDEX	1970 – Dec. 1988
7. ELIAS (Environment Libraries Automated System)	1976 – Dec. 1988
8. ENVIROLINE	1970 – Oct. 1988
9. EPB (Environmental Bibliography)	1974 – Apr. 1988
10. FEDERAL REGISTER ABSTRACTS	1977 – Dec. 1988
11. GEOREF (Geological Reference File)	1985 – Nov. 1988
12. IRPTC (International Reference of Potentially Toxic Chemicals)	1976 – Dec. 1988
13. MICROLOG	1979 – Sept. 1988
14. NTIS (National Technical Information Service)	1964 – Dec. 1988
15. POLLUTION ABSTRACTS	1970 – Sept. 1988
16. SWRA (Selected Water Resources Abstracts)	1968 – Jan. 1989
17. TOXLIT	1981 – Dec. 1988
18. TOXICO	1974 – Dec. 1988

Several studies were also obtained by consulting review papers.

Appendix B
Toxicity Studies

Table B-1. Freshwater Acute Toxicity Studies

Organism	Test type	Test rank	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Effect	Reference
Bacteria					
Pseudomonas putida	S, U	SE	65.0	6-h toxicity threshold	Bringmann and Kuhn, 1980
Microcystis aeruginosa	S, U	SE	63.0	192-h toxicity threshold	Sloof *et al.*, 1983a
Phytoplankton					
Selenastrum capricornutum	S, U	SE	175.0	96-h NOEC	Slooff *et al.*, 1983a
Scenedesmus pannonicus	S, U	SE	>1000.0	192-h toxicity threshold	Slooff *et al.*, 1983a
Invertebrates					
Daphnia magna (<24 h old)	S, U	SE	22.0	24-h LC_{50}	LeBlanc, 1980
			18.0	48-h LC_{50}	
			2.2	48-h NOEC	
D. magna (<24 h old)	S, U	UN	42.0	48-h LC_{50}	Canton and Adema, 1978*
			56.0	48-h LC_{50}	
			97.0	48-h LC_{50}	
D. magna (<24 h old)	S, U	SE	54.0	48-h NOLC	Slooff *et al.*, 1983a
D. magna (4–6 d old)	S, U	SE	7.76	48-h EC_{50} immobilization	Abernethy *et al.*, 1986
D. pulex (<24 h old)	S, U	UN	45.0	48-h LC_{50}	Canton and Adema, 1978
D pulex (<24 h old)	S, U	SE	25.0	48-h NOLC	Slooff *et al.*, 1983a
D. cucullata (11 d old)	S, U	UN	57.0	48-h LC_{50}	Canton and Adema, 1978
Aedes aegypti (3rd instar)	S, U	SE	48.0	48-h LC_{50}	Slooff *et al.*, 1983a
			32.0	48-h NOLC	
Culex pipiens (3rd instar)	S, U	SE	55.0	48-h LC_{50}	Slooff *et al.*, 1983a
			29.0	48-h NOLC	
Dugesia cf. *lugubris*	S, U	UN	42.0	48-h LC_{50}	Slooff, *et al.*, 1983a

*Results reported from three different laboratories

S = static test
U = unmeasured TCE concentration
F = flow-through test
M = measured TCE concentration
y-o-y = young-of-year
PR = primary study, which may be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines
SE = secondary study, which may be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines or interim guidelines
UN = unacceptable study, which cannot be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines or interim guidelines

Table B-1. Continued

Organism	Test type	Test rank	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Effect	Reference
Hydra oligactis (budless)	S, U	SE	75.0 62.0	48-h LC_{50} 48-h NOLC	Slooff *et al.*, 1983a
Lymnae stagnalis (3–4 wk)	S, U	SE	56.0 32.0	48-h LC_{50} 48-h NOLC	Slooff *et al.*, 1983a
Limnodrilus. Tubifex	S, U	UN	132.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Chironomus gr. thummi	S, U	UN	64.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Erpobdella octoculata	S, U	UN	75.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Asellus aquaticus	S, U	UN	30.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Dugesia cf. lugubris	S, U	UN	42.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Corixa punctata	S, U	UN	110.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Gammarus pulex	S, U	UN	24.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Ischnura elegans	S, U	UN	49.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Nemoura cinerea	S, U	UN	70.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Cloeon dipterum	S, U	UN	42.0	48-h LC_{50}	Slooff, 1983
Dreissena polymorpha	F, U	UN	9.7	Increased valve closure rate	Slooff *et al.*, 1983a
Fish					
Leuciscus idus	S, U	SE	213.0	48-h LC_{50}	Slooff *et al.*, 1983a
Oncorhynchus mykiss (5–8 wk)	S, U	SE	42.0 33.0	48-h LC_{50} 48-h NOLC	Slooff *et al.*, 1983a
O. mykiss	F, U	SE	5.0	Increased respiration rate	Slooff, 1979
Poecilia reticulata (3–4 wk)	S, U	SE	182.0 120.0	48-h LC_{50} 48-h NOLC	Slooff *et al.*, 1983a
Oryzias latipes (4–5 wk)	S, U	SE	270.0 220.0	48-h LC_{50} 48-h NOLC	Slooff *et al.*, 1983a
Pimephales promelas (3–4 wk)	S, U	SE	47.0 36.0	48-h LC_{50} 48-h NOLC	Slooff *et al.*, 1983a

Table B-1. Continued

Organism	Test type	Test rank	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Effect	Reference
P. promelas	F, M	PR	40.7	96-h LC_{50}	Alexander *et al.*, 1978
	S, U	SE	66.8	96-h LC_{50}	
	F, M	PR	21.9	96-h EC_{50} (any of equilibrium, narcosis, gill swelling, melanization)	
Lepomis macrochirus (y-o-y)	S, U	SE	45.0	96-h LC_{50}	Buccafusco *et al.*, 1981
Jordanella floridae (juvenile)	F, M	PR	28.2	96-h LC_{50}	ATRG, 1988
	S, U	SE	63.1	96-h LC_{50}	
Amphibians					
Xenopus laevis	S, U	UN	45.0	48-h LC_{50}	Slooff and Baerselman, 1980
Ambystoma mexicanum	S, U	UN	48.0	48-h LC_{50}	Slooff and Baerselman, 1980

Table B-2. Marine Acute Toxicity Studies

Organism	Test type	Test rank	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Effect	Reference
Bacteria					
Photobacterium phosphoreum	S, U	UN	120	15-min EC_{50}	Kaiser and Ribo, 1988
Phytoplankton					
Phaeodactylum tricornutum	S, U	UN	8.0	EC_{50} (^{14}C uptake)	Pearson and McConnell, 1975
Skeletonema costatum	S, M	SE	95.0	96-h EC_{50} (cell number)	Ward *et al.*, 1986
Thalassiosira pseudonana and *Dunaliella tertiolecta*	S, U	UN	0.05 0.10	72-h NOEC (cell size distribution)	Biggs *et al.*, 1979
Natural estuarine phytoplankton assemblage	F, U	SE	0.5, 1.0	27% increase in ^{14}C uptake during 48-h exposure	Erickson and Hawkins, 1980
			2.0	48-h NOEC (^{14}C uptake)	
Invertebrates					
Mysidopsis bahia (3 d old)	S, M	SE	14.0	96-h LC_{50}	Ward *et al.*, 1986
Elminius tricornutum (larvae)	S, M	UN	20.0	48-h LC_{50}	Pearson and McConnell, 1975
Fish					
Limanda limanda	F, M	UN	16.0	96-h LC_{50}	Pearson and McConnell, 1975
Cyprinodon variegatus	S, M	SE	52.0	96-h LC_{50}	Ward *et al.*, 1986

S = static test
U = unmeasured TCE concentration
F = flow-through test
M = measured TCE concentration
PR = primary study, which may be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines
SE = secondary study, which may be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines or interim guidelines
UN = unacceptable study, which cannot be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines or interim guidelines

Table B-3. Freshwater Chronic Toxicity Studies

Organism	Test type	Test rank	Concentration ($mg \cdot L^{-1}$)	Effect	Reference
Fish					
Jordanella floridae	F, M	PR	21.1	10-d larval survival reduced by 58%	ATRG, 1988
			20.9	28-d fry LC_{100}	
			5.8	10-d larval survival NOEC	
			10.6	28-d fry survival NOEC	
Salvelinus fontinalis	F, M	PR	0.21	120-d fry weight reduced 5%	ATRG, 1988
Poecilia sphenops	S, U	UN	1.0, 5.0	Reduced growth and survival*	Loekle *et al.*, 1983
Field					
Natural pond community	S, U	SE	25.0	After 43 d, *Daphnia* abundance reduced, phytoplankton richness and abundance reduced	Lay *et al.*, 1984

*Tests were not replicated, static conditions deemed inappropriate for chronic study.

S = static test
U = unmeasured TCE concentration
F = flow-through test
M = measured TCE concentration
PR = primary study, which may be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines
SE = secondary study, which may be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines or interim guidelines
UN = unacceptable study, which cannot be included in minimum data set for Canadian water quality guidelines or interim guidelines

Environnement Canada
Conservation et Protection

Environment Canada
Conservation and Protection

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : trichloroéthylène

D.R.J. Moore, S.L. Walker et R. Ansari

ÉTUDE N° 183, SÉRIE SCIENTIFIQUE

DIRECTION GÉNÉRALE DES EAUX INTÉRIEURES
DIRECTION DE LA QUALITÉ DES EAUX
OTTAWA (ONTARIO) 1991

(Available in English on request)

Imprimé sur du papier à base de matériels récupérés

Publié avec l'autorisation
du ministre de l'Environnement

©Ministre des Approvisionnements et Services Canada 1991
N° de cat. En 36-502/183F
ISBN 0-662-97084-5

Table des matières

Page

RÉSUMÉ v

ABSTRACT v

PRÉFACE vi

INTRODUCTION ET DONNÉES DE BASE 1
- Production 1
- TCE dans l'environnement 1
- Recommandations relatives au TEC 2

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES 2
- Propriétés 2
- Aspects analytiques du TCE 2

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT 2
- Sources 2
- Résidus 3
  - Eaux souterraines 3
  - Eaux de surface 3
  - Sédiments 3
  - Biote 4

ÉVOLUTION ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT 5
- Comportement dans le milieu d'eau douce 5
- Volatilisation 5
- Photolyse, oxydation et hydrolyse 7
- Sorption 7
- Biodégradation 7

BIOACCUMULATION 8

TOXICITÉ POUR LE BIOTE AQUATIQUE 8
- Toxicité aiguë 9
  - Bactéries 9
  - Phytoplancton 9
  - Invertébrés 10
  - Poissons 10
  - Amphibiens 11
- Toxicité chronique 11
- Effets cancérogènes, mutagènes et tératogènes 11

SOMMAIRE ET RECOMMANDATIONS 12
- Sources d'approvisionnement en eau potable 12
- Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique 12
- Organismes aquatiques 12
  - Organismes aquatiques d'eau douce 12
  - Organismes aquatiques marins 12
- Utilisation de l'eau en agriculture 12

Table des matières (suite)

Page

Abreuvage du bétail 12
Irrigation 15
Eau utilisée à des fins industrielles 15

LACUNES DANS LES DONNÉES 15

REMERCIEMENTS 16

RÉFÉRENCES 16

ANNEXE A. Recherche bibliographique 19

ANNEXE B. Études de toxicité 21

Tableaux

1. Propriétés physiques et chimiques du trichloroéthylène 2
2. Concentrations du trichloroéthylène dans les eaux de surface au Canada 4
3. Recommandations pour la qualité de l'eau à l'égard du trichloroéthylène 12

Illustrations

Figure 1. Structure de la formule du trichloroéthylène 1
Figure 2. Concentrations du trichloroéthylène dans le biote marin de la baie de Liverpool en Angleterre 5
Figure 3. Diagramme de l'évolution du trichloroéthylène dans l'environnement (Mackay, 1987) 6
Figure 4. Mécanismes de l'évolution du trichloroéthylène 6
Figure 5. Niveau de la toxicité aiguë dans le biote aquatique après une exposition aiguë au TCE 9
Figure 6. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation pour la qualité de l'eau à l'égard du TCE au Canada afin de protéger les organismes aquatiques d'eau douce 13
Figure 7. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation pour la qualité de l'eau à l'égard du TCE au Canada afin de protéger les organismes aquatiques marins 14

Résumé

On a examiné la documentation sur les données relatives au trichloroéthylène, à ses propriétés physiques et chimiques, à ses concentrations dans l'environnement, à son devenir et sa persistance dans l'environnement, à sa capacité de bioaccumulation et aux effets de sa toxicité dans l'eau douce et le biote marin. Cette publication présente les résultats de la recherche entreprise, laquelle a permis d'adopter des recommandations pour la qualité de l'eau, pour la protection de l'eau et pour ses usages particuliers au Canada.

Abstract

A literature review was conducted of the available information on the physical and chemical properties, environmental concentrations, environmental fate and persistence, bioaccumulation potential, and toxic effects of trichloroethylene (TCE) on freshwater and marine biota. The information is summarized in this publication. From this information, water quality guidelines are recommended for the protection of specific water uses in Canada.

Préface

Les préoccupations de nature toxicologique et environnementale ont entraîné récemment une réduction de l'utilisation du trichloroéthylène (TCE) qui a été placé sur la liste des substances d'intérêt prioritaire (Gazette du Canada 1989), en vertu de la Loi canadienne sur la protection de l'environnement (LCPE). Conformément à cette Loi, les substances portées sur cette liste doivent faire l'objet d'une évaluation afin de déterminer si elles peuvent avoir des effets immédiats ou à long terme sur l'environnement. Le présent rapport a pour but d'élaborer des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada à l'égard du TCE, afin d'assurer la protection et la préservation des cinq principales utilisations de l'eau : eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable, qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives, vie aquatique marine et d'eau douce; eau destinée à l'irrigation et à l'abreuvage des animaux d'élevage, approvisionnement en eau industrielle.

Recommandations pour la qualité de l'eau au Canada : trichloroéthylène

D.R.J. Moore, S.L. Walker, et R. Ansari

INTRODUCTION ET DONNÉES DE BASE

Le trichloroéthylène (TCE) (1,1,2-trichloroéthylène) est un composé C_2 de faible poids moléculaire, non saturé, dont la formule est $Cl_2C{=}CHCl$ (figure 1). Son numéro d'enregistrement CAS est 79-01-06. Le TCE est également connu sous d'autres noms courants et commerciaux : trichloroéthène, trichlorure d'acétylène, chlorelen, chloroéthylène, petzinol, triasol, et narcogen (Love et Eilers, 1982). Le TCE est principalement utilisé comme solvant de dégraissage dans les industries de nettoyage des métaux, et on l'utilise également comme solvant domestique et industriel pour le nettoyage à sec, dans l'industrie textile, le décapage des peintures et comme solvant d'extraction pour les aliments, comme agent anesthésique pour certaines procédures chirurgicales, et comme fumigant (U.S. EPA, 1978; Cogswell et coll., 1982; Bruckner et coll., 1989).

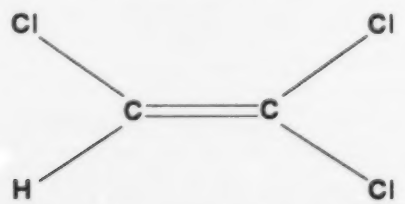


Figure 1. Structure de la formule du trichloroéthylène

Production

La fabrication commerciale du TCE se fait par chloration de l'éthylène et du dichloroéthane. Au début des années 1970, la production annuelle totale de TCE aux États-Unis était de 277 100 t (McNeill, 1979). Toutefois, la production annuelle avait fléchi à 118 000 t à la fin des années 1970, principalement en raison des restrictions imposées par les États américains à l'égard des émissions de TCE (ATRG, 1988).

Au Canada, les usines de la CIL et de Venchem, toutes deux à Shawinigan (Québec), étaient les deux seuls producteurs de TCE. En 1976, leur capacité totale de production était de 38 000 t, mais la production intérieure de TCE était de 22 500 t, tandis que les importations restaient relativement faibles (200 t), et la demande intérieure totale n'atteignait que 12 700 t, dont 10 000 pour l'industrie de nettoyage des métaux, 2.3 t pour la production de perchloroéthylène, et le reste pour l'utilisation diverse (400 t), les ventes à l'exportation (6500 t) et l'équilibrage des stocks (3300 t). Depuis 1976, les pressions continues exercées en faveur de la protection de l'environnement ont entraîné une utilisation moindre du TCE. Des exigences plus strictes en matière d'équipement ont eu pour effet de réduire les émissions et d'accroître le recyclage du TCE, ce qui a contribué à réduire la demande. Depuis la fermeture de l'usine de perchloroéthylène/trichloroéthylène (TCE) de la CIL en 1985, les importations sont devenues la seule source d'approvisionnement. En 1988, les importations de TCE ont atteint 3000 t dont 2900 pour l'industrie de nettoyage des métaux. Les prévisions pour les besoins intérieurs de TCE en 1992 laissent entrevoir une demande encore plus faible qui se chiffrerait à 2200 t (CPI, 1988).

TCE dans l'environnement

Le trichloroéthylène ne semble pas exister à l'état naturel. On a estimé que 60 % de la production mondiale totale jusqu'à présent est relâchée dans l'environnement (U.S. EPA, 1979). On a décelé la présence de TCE dans l'air, le sol, la nourriture, et les tissus humains (Pearson et McConnell, 1975; Bruckner et coll., 1989). De plus, la présence de TCE dans les rivières, les lacs, les sources municipales d'approvisionnement en eau, la mer et le biote aquatique (voir concentrations dans l'environnement) indiquent que le TCE est largement diffusé dans le milieu aquatique (U.S. EPA, 1978). On a décelé la présence de TCE dans 34 % des sources d'approvisionnement en eau analysées aux États-Unis (Conglio et coll., 1980; Westrick et coll., 1984) et c'est le produit chimique le plus souvent détecté dans les lieux décontaminés en vertu du programme Superfund (Abelson, 1990).

Recommandations relatives au TEC

L'U.S. EPA (1978, 1980, 1986) a publié des données sur l'effet du TCE sur la qualité de l'eau ambiante; mais comme les exigences minimales de l'EPA en ce qui concerne la base des données n'ont pas été respectées, on n'a établi aucune limite numérique. Toutefois, l'U.S. EPA a noté que le TCE a un effet observé aigu sur l'eau douce à une concentration maximale de 45.0 $mg \cdot L^{-1}$ et un effet chronique à une concentration de 21.9 $mg \cdot L^{-1}$. Plusieurs États américains ont proposé ou établi des directives à l'égard du TCE afin de protéger la vie aquatique d'eau douce, directives qui prévoient des concentrations inférieures à celles proposées par l'U.S. EPA. Par exemple, le Michigan a fixé à une valeur de 0.094 $mg \cdot L^{-1}$ la concentration maximale de TCE qui, théoriquement, n'aurait aucun effet négatif sur les organismes aquatiques importants (et leur progéniture) exposés de façon continue pendant toute leur vie (Zugger, 1989). Au Canada, le CCMRE (1987) avait indiqué que les données étaient insuffisantes au moment de la rédaction pour pouvoir faire des recommandations à l'égard du TCE.

PROPRIÉTÉS PHYSIQUES ET CHIMIQUES

Propriétés

Le tableau 1 présente les propriétés physiques et chimiques du TCE. Le TCE est un liquide à la température ambiante (point d'ébullition = 87 °C), et il est plus lourd (densité = 1.47 entre 20°C et 4°C) et a une tension superficielle (0.029 $N \cdot m^{-1}$) plus faible que celle de l'eau (McNeill; 1979; Muraoka et Hirata, 1988). Le TCE est modérément soluble dans l'eau (1100 $mg \cdot L^{-1}$) (Pearson et McConnell, 1975). Il a une pression de vapeur élevée (8.0 kPa à 20 °C) (Verschueren, 1983). Son coefficient de partage 1-octanol/eau mesuré est log K_{ow} = 2.29 (U.S. EPA, 1975). Les essais sur le terrain ont démontré que le TCE ne se partage pas de façon sélective dans les sédiments aquatiques (Pearson et McConnell, 1975). Il n'est pas non plus sorbé sur les graviers grossiers (McConnell et coll., 1975). Toutefois, les sédiments à haute teneur en matières organiques ont une grande capacité d'adsorption du TCE. Les propriétés physiques et chimiques du TCE semblent indiquer que la volatilisation est le principal processus d'élimination du TCE du milieu aquatique, bien que l'on puisse en trouver de petites quantités dans d'autres secteurs du milieu aquatique, notamment dans le biote et les sédiments.

Tableau 1. Propriétés physiques et chimiques du trichloroéthylène

État physique :	liquide incolore
Odeur :	type chloroforme
Poids moléculaire :	131.5[1]
Point de fusion :	-87 °C[1]
Point d'ébullition :	87 °C[1]
Pression de vapeur :	2.7 kPa (0 °C)[1]
	8.0 kPa (20 °C)[1]
	12.7 kPa (30 °C)[1]
Solubilité dans l'eau :	1100 $mg \cdot L^{-1}$ (25°C)[2]
Densité :	1.47 (20 °C•4°C)[3]
Tension superficielle :	0.029 $N \cdot m^{-1}$ (20 °C)[4]
Coefficient de partage 1-octanol/eau (log) :	2.29[5]

[1] Verschueren (1983)
[2] Pearson et McConnell (1975)
[3] McNeill (1979)
[4] Muraoka et Hirata (1988)
[5] U.S. EPA (1979)

Aspects analytiques du TCE

La détection du TCE n'est pas incluse dans la surveillance régulière des eaux de surface par la Direction de la qualité des eaux, à Environnement Canada. Toutefois, plusieurs provinces (Ontario, Alberta), le Laboratoire national de la qualité des eaux et l'Institut national de recherche sur les eaux, à Burlington, ont réalisé des études afin de déterminer les concentrations de TCE dans certaines eaux de surface.

Une technique couramment employée pour déterminer les concentrations de TCE dans l'eau consiste à utiliser un chromatographe en phase gazeuse Hewlett-Packard, avec colonne capillaire de silice fondue de 25 m, et l'hydrogène comme gaz porteur. La colonne, pourvue d'un détecteur à capture d'électrons ^{63}Ni, est programmée pour fonctionner entre -20 °C et 80 °C, à un rythme de 4 $°C \cdot min^{-1}$ avec retenue initiale de 2 min (Kaiser et Oliver, 1976; Comba et Kaiser, 1983). On a trouvé que le taux de récupération des échantillons additionnés de TCE, mesurés par chromatographie gazeuse et capture d'électrons, était de 51 % ± 15 % (Kaiser et Valdmanis, 1979), avec un seuil de détection de 1 $ng \cdot L^{-1}$ (Kaiser et coll., 1983).

CONCENTRATIONS DANS L'ENVIRONNEMENT

Sources

Le TCE peut entrer dans le milieu aquatique par diverses voies de pénétration : effluents industriels,

lessivage dans les sites d'enfouissement, fuites des fosses septiques, déversements accidentels, fuites de réservoirs et rejet par les particuliers. La principale voie de pénétration du TCE dans le milieu aquatique, dans les zones non industrielles, est probablement la volatilisation pendant la production et l'utilisation, d'où son transport subséquent dans l'atmosphère (U.S. EPA, 1979).

Résidus

Eaux souterraines

Les composés de faible poids moléculaire comme le TCE qui sont volatils et dont la solubilité dans l'eau est de modérée à élevée se prêtent bien au transport vers les eaux souterraines (Connor, 1984). Une fois présent dans les eaux souterraines, le TCE peut y persister, car la volatilisation est un procédé d'élimination inefficace dans ce milieu (Zoeteman et coll., 1980). Aux Pays-Bas, on a détecté des concentrations de TCE aussi élevées que 1.10 $mg \cdot L^{-1}$ dans les eaux souterraines, lors d'études courantes (Zoeteman et coll., 1980); à Vero Beach en Floride, on a détecté des concentrations de TCE aussi élevées que 8.98 $mg \cdot L^{-1}$ à la suite d'une fuite d'un réservoir souterrain (Wang et coll., 1985). Même après avoir déployé des efforts intenses pour décontaminer les eaux souterraines à Vero Beach (assèchement de l'aquifère), on a détecté des concentrations de TCE de 0.128 $mg \cdot L^{-1}$ 32 mois après la fuite.

Au Canada, il y a eu peu d'études visant à déterminer les concentrations de TCE dans les eaux souterraines. Lesage et coll., (1990) ont trouvé que les eaux souterraines situées près d'une décharge à Gloucester en Ontario présentaient des concentrations de TCE comprises entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 1 $\mu g \cdot L^{-1}$) et 0.583 $mg \cdot L^{-1}$. À Ville-Mercier au Québec, les eaux souterraines d'un endroit situé également à proximité d'une décharge étaient contaminées au TCE, à des concentrations allant de 4.40 à 7.20 $mg \cdot L^{-1}$ (S. Lesage, 1989, Institut national de recherche sur les eaux, comm. pers.). Dans la ville d'Amherst en Nouvelle-Écosse, on a décelé des concentrations de TCE comprises entre 5 et 84 $\mu g \cdot L^{-1}$ dans plusieurs puits municipaux et privés (N.S. DOE, 1983).

Eaux de surface

On a détecté du TCE dans les eaux douces et marines en divers endroits du monde, notamment près des régions industrielles et urbaines (U.S. EPA, 1979). La présence de TCE à l'état de traces dans les régions non industrielles peut être attribuée au transport atmosphérique (Pearson et McConnell, 1975; McConnell et coll., 1975). Pearson et McConnell (1975) ont trouvé que les concentrations de TCE dans les eaux marines de la baie de Liverpool en Angleterre variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 0.01 $\mu g \cdot L^{-1}$) et 3.6 $\mu g \cdot L^{-1}$. Wang et coll. (1985) ont trouvé que les concentrations de TCE dans la rivière Indian, près du lieu de la fuite de TCE à Vero Beach en Floride, variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 0.1 $\mu g \cdot L^{-1}$) et 9.9 $\mu g \cdot L^{-1}$. Ces deux endroits se trouvent à proximité de zones industrielles qui sont des sources ponctuelles de TCE. Les concentrations de TCE observées dans ces eaux de surface indiquent donc que ces endroits sont relativement contaminés.

Les concentrations de TCE indiquées pour les eaux de surface au Canada varient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 0.001 $\mu g \cdot L^{-1}$) à 90.0 $\mu g \cdot L^{-1}$, les concentrations les plus fortes ayant été observées au Québec et en Ontario (tableau 2). Dans les échantillons des eaux de surface prélevés aux postes de contrôle du fleuve Saint-Laurent près de Sorel, Lum et Kaiser (1986) ont trouvé des concentrations de TCE atteignant 90.0 $\mu g \cdot L^{-1}$. Des effluents industriels près de Maitland, Montréal et Sorel ont été identifiés comme étant des sources ponctuelles de déversement de TCE dans le fleuve Saint-Laurent. En Ontario, on a trouvé du TCE dans les échantillons des eaux de surface provenant des rivières St. Clair (Kaiser et Comba, 1986), Niagara (Kaiser et coll., 1983) et Welland (Kaiser et Comba, 1983), ainsi que dans les lacs Ontario, Érié et Sainte-Claire. Dans les échantillons des eaux de surface prélevés dans les rivières Old Man, Red Deer, Athabasca et Saskatchewan Nord, en Alberta, on n'a détecté aucune trace de TCE (seuil de détection = 0.2 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour 1984-1986; (seuil de détection = 1.0 $\mu g \cdot L^{-1}$ pour 1987-1988) (Alberta Environment Centre, 1989).

Sédiments

En se servant des modèles de secteurs de différents milieux, Cohen et Ryan (1985) ont déterminé que les concentrations de TCE dans les sédiments aquatiques devaient être similaires à ceux que l'on retrouve dans les couches supérieures des eaux de surface. Pearson et McConnell (1975) ont trouvé que les concentrations de TCE dans les sédiments de la

Tableau 2. Concentrations du trichloroéthylène dans les eaux de surface au Canada

Endroit	Intervalle ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Seuil de détection ($\mu g \cdot L^{-1}$)	Référence
Fleuve Saint-Laurent (Québec)	0.011–90.0	0.001	Lum et Kaiser, 1986
Rivière Niagara, cours inférieur (Ontario)	ND–0.011	0.001	Kaiser et coll., 1983
Lac Ontario (Ontario)	ND–0.033	0.001	Kaiser et coll., 1983
Lac Érié (Ontario)	0.003–0.063*	*0.001*	*Kaiser et Valdmanis*, 1979
Lac Sainte-Claire (Ontario)	ND–0.036	0.001	Kaiser et Comba, 1986
Rivière St. Clair, cours inférieur (Ontario)	ND–0.023	0.001	Kaiser et Comba, 1986
Rivière St. Clair (Ontario)	ND–42.0	1.0	COARGLWQ, 1986
Rivière Welland (Ontario)	ND–0.75	0.001	Kaiser et Comba, 1983
Rivière Old Man (Alberta)	ND	0.2(1984-86); 1.0(1987-88)	AEC, 1989
Rivière Saskatchewan Nord (Alberta)	ND	0.2(1984-86); 1.0 (1987-88)	AEC, 1989
Rivière Bow (Alberta)	ND	0.2(1984-86); 1.0 (1987-88)	AEC, 1989
Rivière Red Deer (Alberta)	ND	0.2(1984-86); 1.0 (1987-88)	AEC, 1989
Rivière Athabasca (Alberta)	ND	0.2(1984-86); 1.0 (1987-88)	AEC, 1989

*Échantillons d'eau de surface et d'eau de fond.

baie de Liverpool en Angleterre variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 0.01 $\mu g \cdot kg^{-1}$) et 9.9 $\mu g \cdot kg^{-1}$; ces concentrations étaient similaires aux valeurs trouvées dans les échantillons d'eau provenant de la baie. On a observé une relation similaire dans la rivière Indian, à proximité du lieu de la fuite de TCE à Vero Beach en Floride où les concentrations de TCE dans les sédiments variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 0.5 $\mu g \cdot kg^{-1}$) et 1.7 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (Wang et coll., 1985). Avant le déversement de TCE dans la rivière Indian, les concentrations de TCE dans les sédiments étaient inférieures au seuil de détection (Wang et coll., 1985).

Il y a peu de données sur les concentrations de TCE dans les sédiments aquatiques au Canada. Dans un document préparé dans le cadre de l'Accord Canada-Ontario relatif à la qualité de l'eau dans les Grands Lacs (COARGLWQ, 1986), on a indiqué la présence de TCE dans 45 des 68 échantillons de sédiments (seuil de détection non indiqué) prélevés en 1985 dans la rivière St. Clair près de Sarnia en Ontario. La concentration maximale détectée était de 110.0 $mg \cdot kg^{-1}$; cette valeur est de plusieurs ordres de grandeur supérieure aux concentrations observées dans les régions relativement contaminées de la baie de Liverpool en Angleterre et de Vero Beach en Floride. Dans le seul échantillon de sédiments prélevé dans une rivière de l'Alberta en 1985, on n'a pas observé de TCE qui dépasse le seuil de détection (seuil de détection non indiqué) (Alberta Environment Centre, 1989).

Biote

Neely et coll., (1974) ont montré que le potentiel de bioaccumulation d'un composé est directement relié à son coefficient de partage 1-octanol/eau. Pour le TCE, le logarithme du coefficient mesuré de partage 1-octanol/eau (K_{ow}) est de 2.29. Cela signifie que la bioaccumulation est possible pour le TCE, mais n'est probablement pas aussi importante que ce qu'on a observé dans le cas des autres organochlorés davantage non polaires comme les BPC (Nimmo et coll., 1975; Subramanian et coll., 1986). Pearson et McConnell (1975) ont déterminé les concentrations de TCE dans un bon nombre de tissus de biote marin provenant de différents niveaux trophiques dans la baie de Liverpool en Angleterre. Dans des foies de poissons, des concentrations de TCE variant entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 0.1 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de poids à l'état frais) dans le maquereau (*Scomber scombrus*) et 30.0 $\mu g \cdot kg^{-1}$ de poids à l'état frais dans la limande (*Limanda*). À la suite de leur étude, Pearson et McConnell (1975) ont conclu que la bioaccumulation de TCE était relativement faible (facteurs de bioaccumulation < 100) et qu'il n'y avait aucune preuve de bioamplifacation dans la chaîne alimentaire (figure 2). Pareillement, Wang et coll. (1985) ont trouvé que les huîtres de l'Atlantique (*Crassostrea virginica*) dans la rivière Indian, près du lieu de la fuite de TCE à Vero Beach, présentaient peu de traces de bioaccumulation de TCE. Dans ces huîtres, les concentrations variaient entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 1.0 $\mu g \cdot kg^{-1}$) à 10.8 $\mu g.kg^{-1}$ (poids à l'état frais). Ofstad et coll., (1981) ont trouvé dans des poissons norvégiens des concentrations de TCE variant entre des valeurs inférieures au seuil de détection (soit 2.5 et 100 $\mu g \cdot kg^{1}$, tout dépendant de la teneur des poissons en matières grasse) pour les filets de morue et de saumon, et 400 $\mu g \cdot kg^{-1}$ (poids de matières grasses) dans les foies de morue (on n'a pas donné le nom des espèces). Dans cette dernière

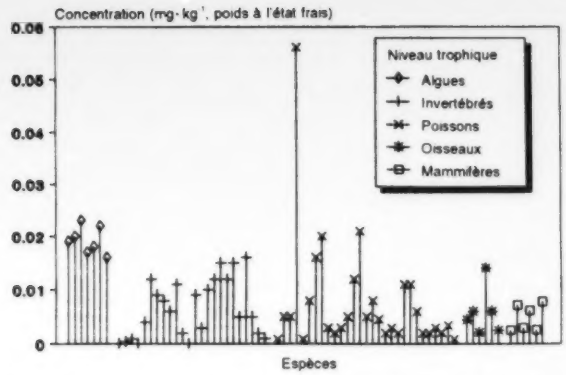


Figure 2. Concentrations du trichloroéthylène dans le biote marin de la baie de Liverpool en Angleterre (Pearson et McConnell, 1975). Les concentrations de trichloroéthylène dans les eaux de surface variaient entre le seuil de détection (0.01 µg·L^{-1}) et 3.6 µg·L^{-1}.

étude, les concentrations élevées de TCE ont été décelées dans des poissons pêchés dans des eaux contaminées par les effluents industriels d'usines de pâtes et papiers et de produits chimiques.

Au Canada, on n'a pas de données sur les concentrations de TCE dans le biote aquatique.

ÉVOLUTION ET PERSISTANCE DANS L'ENVIRONNEMENT

Comportement dans le milieu d'eau douce

On a élaboré des modèles de différents milieux basés sur les propriétés physiques et chimiques du TCE afin de prévoir le devenir et le transport de ce composé dans l'environnement (Cohen et Ryan, 1985; Mackay et coll., 1985; Mackay, 1987). En règle générale, ces modèles prévoient que le TCE, en raison de sa volatilité élevée, est perdu dans l'atmosphère dès qu'il est libéré dans l'environnement, seules de faibles quantités se retrouvant dans les milieux terrestre et aquatique (figures 3 et 4). Dans l'atmosphère, la demi-vie du TCE est relativement courte, une partie importante du composé étant rapidement éliminée par photo-oxydation et hydrolyse subséquente (U.S. EPA, 1979; Gay et coll., 1976). Une certaine partie du TCE sera transportée à grande distance dans l'atmosphère, et le lessivage par la pluie peut faire tomber du TCE dans les systèmes terrestre et aquatique dans des régions où il n'y a pas de sources de ce composé (Mackay, 1987).

Le TCE qui se retrouve dans le milieu aquatique provient du déversement direct, du ruissellement des sols et des retombées atmosphériques (Lay et coll., 1984). Dans le milieu aquatique, le TCE est modérément soluble et a tendance à demeurer en solution; il y a peu d'adsorption sur les sédiments en suspension ou de fond. La volatilisation est le principal mécanisme d'élimination du TCE dans le milieu aquatique (Dilling et coll., 1975; Jensen et Rosenberg, 1975; Dilling, 1977), et les autres mécanismes possibles d'élimination comme l'oxydation, l'hydrolyse et la dégradation microbienne ne sont pas jugés importants (Jensen et Rosenberg, 1975). Les sections suivantes décrivent les devenirs possibles du TCE dans le milieu aquatique.

Volatilisation

Dilling et coll. (1975) et Dilling (1977) ont trouvé qu'une solution aqueuse de TCE (1.0 mg•L^{-1}), dans un becher ouvert, est perdue avec une demi-vie de 17.7 à 23.5 min. On gardait la solution en mouvement en l'agitant à une vitesse constante de 200 tours/min. Toutefois, lorsqu'on agitait la solution de façon intermittente (pendant 15 s toutes les 5 min), la demi-vie augmentait à plus de 90 min. Ces résultats ont amené Dilling et coll. (1975) à conclure que la volatilisation semble être le principal mécanisme par lequel le TCE est éliminé de l'eau. Toutefois, les résultats soulignent également les difficultés que l'on rencontre lorsqu'on extrapole les résultats de laboratoire aux écosystèmes aquatiques naturels, où les concentrations de TCE seraient plus faibles, et les paramètres comme l'agitation en surface seraient hautement variables. Lorsqu'on ajoutait diverses autres substances dans le récipient ouvert, comme de l'argile, du calcaire, du sable ou de la tourbe, les taux de volatilisation étaient à peine réduits et ne changeaient pas plus que par un facteur de 2.

Jensen et Rosenberg (1975) ont trouvé que les concentrations de TCE diminuaient de 80 % après 8 jours dans un aquarium partiellement ouvert et éclairé (demi-vie = 3.44 jours). Lorsque l'aquarium était fermé sous éclairage ou à l'obscurité, moins de 50 % de la concentration initiale de TCE disparaissait après 8 jours. Ces résultats indiquent que la volatilisation du TCE est beaucoup plus rapide que la photolyse, l'hydrolyse ou l'oxydation dans les réseaux aquatiques.

Dans la recherche bibliographique, on n'a trouvé aucune mention d'études ayant mesuré les taux de volatilisation du TCE à l'écart des autres mécanismes possibles de dégradation de ce composé dans les ré-

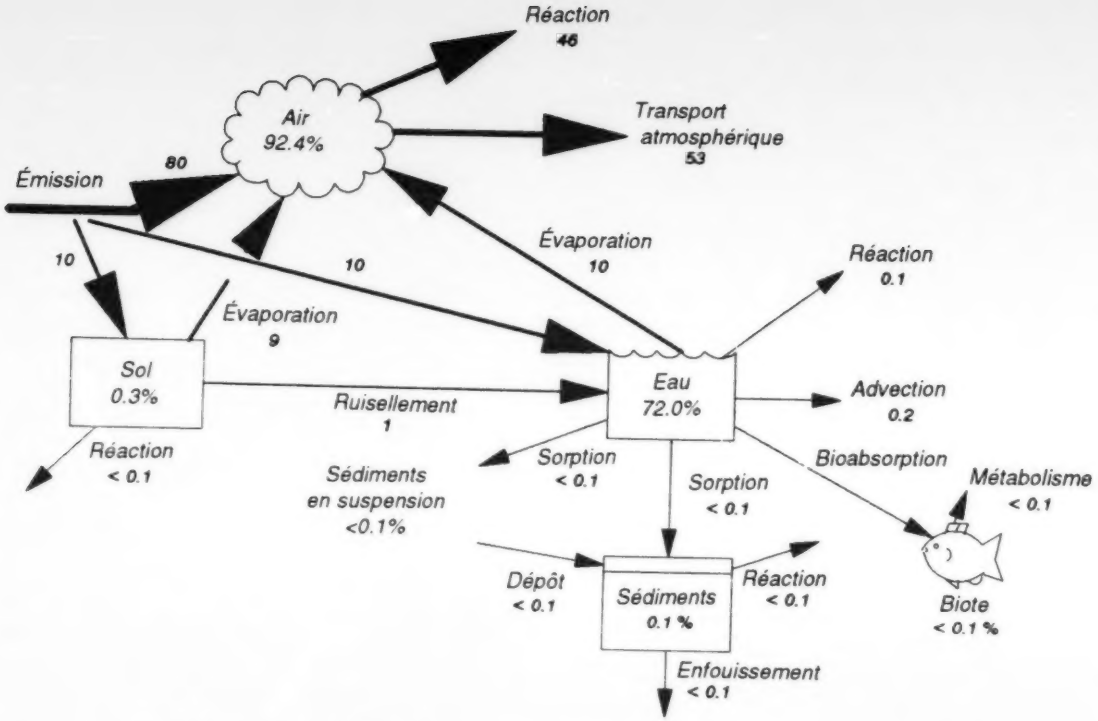


Figure 3. Diagramme de l'évolution du trichloroéthylène dans l'environnement (Mackay, 1987).

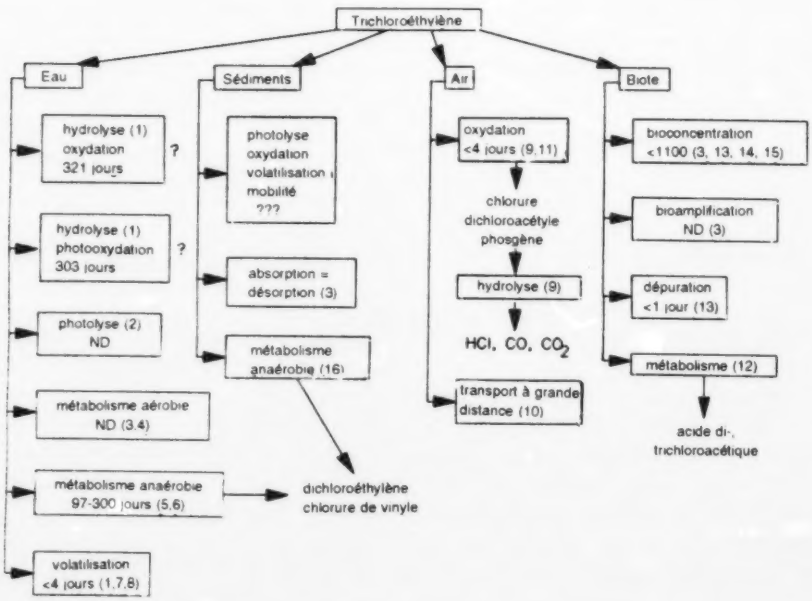


Figure 4. Mécanismes de l'évolution du trichloroéthylène.

seaux aquatiques naturels. Lay et coll. (1984) ont trouvé que la demi-vie du TCE versé dans un petit étang était de 2.7 jours. Bien que rien n'indique que les sédiments de fond aient agi comme piège pour le TCE, il se peut que d'autres mécanismes, à part la volatilisation, aient contribué à la disparition relativement rapide du TCE dans l'étang.

Lorsque le TCE entre dans l'atmosphère, la double liaison C=C du carbone est attaquée par les radicaux hydroxyles, ce qui entraîne la formation de chlorure dichloroacétyle et de phosgène comme produits primaires (Gay et coll., 1976; U.S. EPA, 1979). Ces composés sont ensuite rapidement hydrolysés, ce qui entraîne la formation de HCl, CO, CO_2 et d'un acide carboxylique (Gay et coll., 1976).

Photolyse, oxydation et hydrolyse

Wang et Tan (1987) ont trouvé que les concentrations de TCE diminuaient de 96.8 % lorsque le composé était irradié pendant 12 h dans un système de photolyse de l'eau catalysé au platine, le principal produit de dégradation étant l'éthane. Lorsqu'on ajoutait du zinc au système, le taux de dégradation augmentait. Toutefois, cette réaction n'a probablement pas d'importance pour l'environnement, car elle ne peut pas se produire dans des conditions naturelles. En effet, Wang et Tan (1987) ont trouvé qu'en l'absence du catalyseur platine, il n'y avait pas de photolyse du TCE.

Dilling et coll. (1975) ont trouvé des indications d'une possible photooxydation du TCE dans l'eau aérée en présence de lumière solaire. La quantité de TCE restant dans de l'eau aérée stockée à l'obscurité pendant 12 mois dans un système clos était d'environ 20 % supérieure à la quantité restant dans un même système exposé à la lumière solaire. L'élimination plus rapide du TCE à la lumière solaire a été attribuée à l'oxydation des radicaux libres. Toutefois, les demi-vies expérimentales du TCE observées dans l'obscurité (résultant de l'oxydation et de l'hydrolyse) et au soleil (résultant de la photooxydation et de l'hydrolyse) étaient de 10.7 et 10.1 mois, respectivement. Pareillement, Jensen et Rosenberg (1975) n'ont pas trouvé de différence importante dans le taux d'élimination du TCE dans des aquariums fermés et exposés au soleil ou à l'obscurité pendant 8 jours, ce qui indique qu'il n'y a pas eu de photolyse directe. De plus, les taux d'élimination du TCE dans cette expérience (5 % en 8 jours étaient bien inférieurs au taux trouvé lorsque les aquariums étaient ouverts (80 % en 8 jours). Ces études indiquent que la photolyse, l'oxydation et l'hydrolyse ne sont pas des mécanismes importants d'élimination du TCE présent dans le milieu aqueux, par rapport à la volatilisation.

Sorption

Dilling et coll. (1975) ont étudié l'élimination du TCE par sorption sur l'argile, le calcaire et la tourbe, dans trois expériences en système clos. Ils ont trouvé que l'argile bentonite, à une concentration de 375 $mg \cdot L^{-1}$, adsorbait 10 % du TCE en solution en 10 min, alors qu'une concentration de 750 $mg \cdot L^{-1}$ d'argile adsorbait 22 % du TCE en solution après 30 min. Le calcaire dolomitique en concentration de 500 $mg \cdot L^{-1}$ éliminait 50 % du TCE en 20 min environ, et 90 % du TCE en 70 min environ. L'ajout de tourbe à raison de 500 $mg \cdot L^{-1}$, pour simuler une teneur élevée en matières organiques dans l'eau, causait l'élimination de 40 % du TCE en 10 min, puis on ne mesurait plus d'élimination subséquente.

Dans une étude faite sur le terrain par Pearson et McConnell (1975) dans la baie de Liverpool, on n'a trouvé aucune indication de concentrations sélectives du TCE dans les sédiments marins, ce qui indique que l'adsorption, dans les écosystèmes marins naturels, n'est probablement pas un mécanisme d'élimination important par rapport aux autres mécanismes.

Biodégradation

On a démontré que quelques organismes dégradaient le TCE par déchloration réductive dans des conditions anaérobiques favorables à la méthanogénèse (Kleopfer et coll., 1985; Pearsons et coll., 1985; Barrio-Lage et coll., 1988). On a trouvé que la demi-vie du TCE en dégradation microbienne était comprise entre 97.1 et 105.9 jours dans une expérience sur un microcosme anaérobie (Barrio-Lage et coll., 1988), et de 300 jours dans une étude sur le terrain portant sur des zones souterraines altérées à Palo Alto, près de San Francisco (Roberts et coll., 1982). Dans la première étude, l'ajout de méthane comme élément nutritif au microcosme a réduit la demi-vie du TCE à 39.0 jours. Ces résultats indiquent que la biodégradation du TCE dans les eaux souterraines peut se produire, mais à des taux beaucoup plus faibles que dans des conditions où la volatilisation serait possible. Baek et Jaffe (1989) ont montré qu'un mécanisme de fermentation symbiotique non méthanogène, pendant la méthanogénèse, accroissait la dégradation anaérobie du trichloroéthylène dans des

cultures méthanogènes mixtes. On a trouvé des produits de dégradation du TCE dans des eaux souterraines aux décharges de Gloucester en Ontario et de Ville-Mercier au Québec (Pakdel et coll., 1989; Lesage et coll., 1990). On a également montré qu'il y a dégradation dans les produits de lessivage anaérobies des décharges. Toutefois, on doit se préoccuper du fait que les produits de la biodégradation anaérobie du TCE comprennent des substances toxiques, à savoir : le chloroéthane, le dichloroéthylène et le chlorure de vinyle, cette dernière substance étant cancérogène (Bouwer et coll., 1981; Kleopfer et coll., 1985; Parsons et coll., 1985; Vogel et McCarty, 1985; Baek et Jaffe, 1989; Pakdel et coll., 1989; Lesage et coll., 1990).

On n'a pas démontré qu'il pouvait y avoir dégradation microbienne du TCE dans un milieu aérobie (Pearson et McConnell, 1975; Bouwer et coll., 1981), sauf en présence de substrats de croissance comme le phénol, le toluène et le crésol (Nelson et coll., 1987), le méthane et le méthanol (Little et coll., 1988; Berwanger et Barker, 1988; Strandberg et coll., 1989), ou un mélange de gaz naturel (Wilson et Wilson, 1985). Ces résultats peuvent être utiles pour les projets de bonification des eaux souterraines, mais ils ont probablement peu d'importance environnementale.

Les études sur les mammifères donnent peu d'indication à l'effet que le TCE puisse être métabolisé par les organismes supérieurs pour produire des acides di- et trichloroacétiques (Daniel, 1963). Liebman (1965) a indiqué que le TCE est converti en chloral par des microcosmes du foie et il a présenté des données à l'effet que la réaction est catalysée par le cytochrome P-450. Le chloral, le trichloroéthanol et l'acide trichloroacétique sont les principaux métabolites du TCE détectés *in vivo* (Defalque, 1961; Kimmerle et Eben, 1973).

BIOACCUMULATION

Geyer et coll. (1984) ont trouvé que la chlorophycée (*Chlorella fusca* var. *vacuolata*) a un facteur de bioconcentration (FBC) de 1160 lorsqu'elle est exposée à une concentration de TCE de 50 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant 1 jour. On n'a trouvé aucune autre étude portant sur la bioaccumulation dans les plantes ou le phytoplancton.

Barrows et coll. (1980) ont trouvé que le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) exposé à une concentration moyenne de TCE de 3.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ pendant une période de 14 jours avait un facteur de bioconcentration de 17. Dans cette étude, les concentrations de TCE avaient atteint l'équilibre dans les tissus des poissons à la fin des 14 jours d'exposition, et par conséquent des expositions plus longues n'auraient pas accru le facteur de bioconcentration. Lorsque les poissons ont été placés dans des aquariums propres, la dépuration du TCE a été rapide, avec une demi-vie inférieure à 1 jour. On a trouvé une seule autre étude portant sur la bioaccumulation de TCE dans les poissons : Freitag et coll. (1985) ont trouvé que l'ide mélanote (*Leucociscus idus melanotus*) avait un facteur de bioconcentration de 90 après une exposition de 3 jours au TCE. Il n'est pas évident d'après cette dernière étude si la bioconcentration de TCE avait atteint un équilibre dans les poissons après les 3 jours d'exposition.

Pearson et McConnell (1975) ont déterminé les concentrations de TCE dans les tissus d'une grande variété d'organismes marins vivant dans la baie de Liverpool en Angleterre. On a choisi les espèces afin qu'elles représentent différents niveaux trophiques. Les résultats obtenus ont indiqué qu'il y avait peu de bioaccumulation par le plancton (FBC < 10), et que chez les invertébrés, les poissons, les oiseaux et les mammifères, la bioaccumulation était très variable (FBC < 2 à 100) (figure 2). On n'a trouvé aucune indication de bioamplification du TCE dans le réseau alimentaire aquatique de la baie de Liverpool en Angleterre.

TOXICITÉ POUR LE BIOTE AQUATIQUE

La qualité des données publiées sur la toxicité est très variable, car les protocoles normalisés pour les essais de toxicité peuvent devenir caduques, ou bien ils ne sont pas toujours disponibles ou même suivis. Afin d'assurer une évaluation scientifique uniforme de chaque composé de chloroéthane, les données utilisées pour l'élaboration d'une recommandation doivent répondre à certains critères établis par le CCME (1991). Ces critères comprennent des données sur les conditions et les modes d'essai (p. ex., en circulation continue, ou en milieu statique), les concentrations d'essai, la température, la dureté de l'eau, le pH, la structure expérimentale (contrôles, répétitions), ainsi qu'une description des statistiques utilisées pour l'évaluation des données. Chaque étude est évaluée d'après les données ci-dessus, et on la classe comme primaire, secondaire ou inacceptable (CCME, 1991, pour une description détaillée des critères de codification). Toutes les données incluses dans l'ensemble de données minimales doivent être primaires afin que l'on

maires afin que l'on puisse élaborer des recommandations complètes. Pour l'élaboration des recommandations provisoires, on peut utiliser les données primaires ou secondaires. Les données de toxicité qui ne satisfont pas aux critères des données primaires ou secondaires sont jugées inacceptables, et on ne peut les utiliser pour l'élaboration de l'un ou l'autre type de recommandation.

Un grand nombre d'études ont porté sur la toxicité aiguë du TCE pour le biote d'eau douce et le biote marin (figure 5) (Tableaux B-1 et B-2). Un nombre moindre d'études ont porté sur la toxicité chronique du TCE pour le biote aquatique (Tableau B-3). Pareillement, peu d'études sur le terrain ou en microcosme se sont attardées aux effets du TCE sur les communautés aquatiques (Tableaux B-1 et B-2). Cette section a pour but de décrire les effets toxiques du TCE sur le biote aquatique.

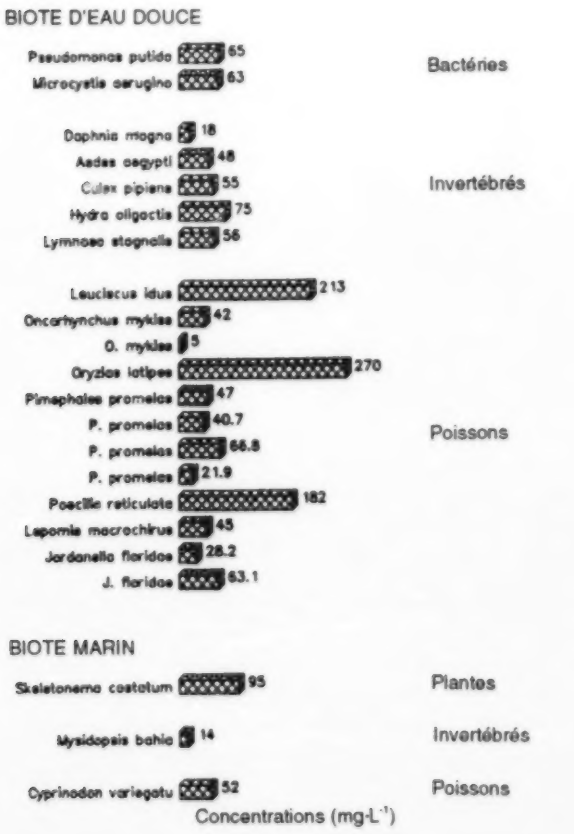


Figure 5. Niveau de la toxicité aiguë dans le biote aquatique après une exposition aiguë au TCE.

Toxicité aiguë

Bactéries

Le seuil toxique du TCE (concentration à laquelle la multiplication des cellules commence à être inhibée) était de 65.0 mg•L^{-1} pour la bactérie *Pseudomonas putida* après une exposition de 6 h, et de 63.0 mg•L^{-1} pour la cyanobactérie *Microcystis aeruginosa* après une exposition de 192 h (Bringmann et Kuhn, 1980; Slooff et coll., 1983a). Ces deux études, jugées secondaires, ont été réalisées dans des conditions statiques, et les concentrations signalées de TCE dans le milieu de croissance étaient basées sur des concentrations nominales (non mesurées). La bactérie marine *Photobacterium phosphoreum*, qu'on a également utilisée pour les essais de toxicité en eau douce, présentait une inhibition à la lumière de 50 % à une concentration de 120 mg•L^{-1} après une exposition de 15 min; toutefois, on a jugé cette étude inacceptable en raison des données insuffisantes sur les conditions d'essai (Kaiser et Ribo, 1988).

Phytoplancton

Chez une espèce marine, la diatomée *Skeletonema costatum*, on a observé une réduction de 50 % du nombre de cellules après une exposition de 96 h au TCE, à une concentration moyenne mesurée de 95.0 mg•L^{-1}, dans un essai statique classé comme secondaire (Ward et coll., 1986). Dans un essai statique, non mesuré, portant sur l'algue marine unicellulaire *Phaeodactylum tricornutum*, on a observé qu'une concentration nominale de TCE de 8.0 mg•L^{-1} causait une inhibition de 50 % de l'assimilation du ^{14}C pendant la photosynthèse (Pearson et McConnell, 1975). Toutefois, on a jugé cette étude inacceptable, car les conditions expérimentales n'étaient pas indiquées. Dans la seule étude trouvée sur les espèces d'eau douce, et portant sur le *Selenastrum capricornutum*, on a indiqué pour le taux de croissance une concentration sans effet observé (CSEO) de 175 mg•L^{-1} après une exposition de 96 h au TCE dans un essai statique, lequel a été jugé secondaire car les concentrations n'avaient pas été mesurées (Slooff et coll., 1983a).

Dans un regroupement naturel de phytoplancton estuarien, on n'a observé aucun effet inhibiteur sur l'assimilation de ^{14}C pendant une exposition de 48 h au TCE à 0.5, 1.0 et 2.0 mg•L^{-1}, dans un essai à circulation continue jugé secondaire, car les concentrations n'avaient pas été mesurées (Erickson et

Hawkins, 1980). Dans une culture mixte contenant la diatomée marine *Thalassiosira pseudonana* et l'algue marine *Dunaliella tertiolecta*, on n'a observé aucun effet sur la composition de la communauté après une exposition de 96 h au TCE à deux concentrations, soit 0.05 et 0.10 mg•L^{-1} dans un essai statique (Biggs et coll., 1979). Toutefois, on a jugé cette étude inacceptable car les conditions expérimentales n'étaient pas indiquées.

Invertébrés

Afin de déterminer les effets du TCE sur les espèces de *Daphnia*, on a réalisé plusieurs essais de toxicité aiguë. La *Daphnia magna* (âgée de 4 à 6 jours) présentait une CL_{50} - 48 h (immobilisation) de 7.76 mg•L^{-1} de TCE dans un essai statique non mesuré, qui a été classé comme secondaire (Abernethy et coll., 1986). Dans un autre essai statique non mesuré également classé comme secondaire, on a observé que la jeune (âgée de moins de 24 h) *D. magna* avait une CL_{50} - 48 h de 18.0 mg•L^{-1}, et une CSEO - 48 h de 2.2 mg•L^{-1} (LeBlanc, 1980). Dans des études faites en laboratoire selon un protocole expérimental similaire, les CL_{50} - 48 h correspondantes étaient plus élevées, variant de 42.0 à 97.0 mg•L^{-1} de TCE (Canton et Adema, 1978). Dans ces dernières études, on a également trouvé que la jeune *D. pulex* (âgée de moins de 24 h) avait une CL_{50} - 48 h de 45.0 mg•L^{-1}, et que la *D. cucullata* âgée de 11 jours avait une CL_{50} - 48 h de 57.0 mg•L^{-1}. Ces études ont été jugées inacceptables, car les conditions expérimentales n'étaient pas indiquées.

Des espèces d'invertébrés provenant de groupes taxonomiques aussi variés que les oligochètes, les diptères, les gastéropodes, les amphipodes et les éphéméroptères ont également fait l'objet d'essais visant à déterminer leur réaction à de courtes expositions au TCE (Pearson et McConnell, 1975; Slooff, 1983; Slooff et coll., 1983a; Ward et coll., 1986). D'après les résultats de ces essais, il semble que la sensibilité au TCE varie selon les espèces. Par exemple, la susceptibilité au TCE varie d'une CL_{50} - 96 h de 14.0 mg•L^{-1} pour la crevette myside marine *Mysidopsis bahia* dans un essai statique et mesuré, classé secondaire (Ward et coll., 1986), à une CL_{50} - 48 h de 132.0 mg•L^{-1} pour les vers oligochètes d'eau douce *Tubifex* et *Limnodrilus* dans un essai statique et non mesuré, et classé inacceptable car les conditions expérimentales n'étaient pas indiquées avec suffisamment de détails (Slooff, 1983).

Dans un essai statique, Sloof et coll. (1983b) ont trouvé qu'à une concentration moyenne nominale de TCE de 9.7 mg•L^{-1}, la vitesse de fermeture des valvules de la moule d'eau douce *Dreissena polymorpha* avait augmenté de façon notable. Slooff et coll. (1983b) n'ont pas analysé l'importance écologique de cette réaction. On a classé cette étude dans la catégorie inacceptable, car les données sur les conditions expérimentales étaient insuffisantes.

Poissons

Dans deux études, on a indiqué des CL_{50} pour l'exposition au TCE d'espèces de poissons marins. Dans la première étude, Ward et coll. (1986) ont trouvé que le méné *Cyprinodon variegatus* avait une CL_{50} - 96 h de 52.0 mg•L^{-1}, dans un essai statique avec mesure des concentrations, essai qu'on a classé comme secondaire. Pearson et McConnell (1975) ont trouvé que la *Limanda* avait une CL_{50} - 96 h de 16.0 mg•L^{-1} pour le TCE, dans un essai en milieu à circulation continue avec mesure des concentrations. Toutefois, on a jugé que cette dernière étude était inacceptable, car les données sur les conditions de l'essai étaient insuffisantes.

Dans un essai en milieu à circulation continue, Alexander et coll. (1978) ont trouvé que la tête-de-boule (*Pimephales promelas*) avait une CL_{50} - 96 h de 40.7 mg•L^{-1} de TCE (concentration mesurée). Dans des conditions similaires d'essai (circulation continue, mesure des concentrations), on a trouvé que la CL_{50} de TCE était de 28.2 mg•L^{-1} pour la jeune fondule *Jordanella floridae* (ATRG, 1988). Ces deux études ont été classées comme primaires. Slooff et coll. (1983a) ont trouvé chez la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) un taux de mortalité de 50 % après une exposition de 96 h à une concentration nominale de TCE de 42.0 mg•L^{-1}, dans un essai statique classé comme secondaire, car les concentrations n'avaient pas été mesurées. Dans cet essai, la concentration sans létalité observée (CSLO) était de 33.0 mg•L^{-1}. Slooff (1979), dans un essai de sous-létalité, a trouvé que le *O. mykiss* présentait un rythme de respiration grandement accru après une exposition de 24 h à 5.0 mg•L^{-1} de TCE dans un essai en milieu à circulation continue, qui a été classé comme secondaire car les concentrations n'avaient pas été mesurées. Slooff (1979) n'a pas fait état de l'importance écologique de cette réaction et de la durée pendant laquelle cette réaction a été élevée. Les autres CL_{50} indiquées variaient de 45.0 mg•L^{-1} pour le crapet arlequin (*Lepomis macrochirus*) de

l'année dans un essai statique de 96 h sans mesure des concentrations (Buccafusco et coll., 1981), à 270.0 mg•L^{-1} de TCE pour le medaka (*Oryzias latipes*) dans un essai statique de 48 h sans mesure des concentrations (Slooff et coll., 1983a). On a classé ces essais comme secondaires car les concentrations n'avaient pas été mesurées.

Amphibiens

Dans des essais statiques de 48 h sans mesure des concentrations, jugés inacceptables en raison d'informations insuffisantes sur les conditions expérimentales, le crapeau à griffes (*Xenopus laevis*) et l'axolotl mexicain (*Ambystoma mexicanum*) avaient un taux de mortalité de 50 % à des concentrations de TCE de 45.0 et 48.0 mg•L^{-1}, respectivement (Slooff et Baerselman, 1980). Dans cette étude, *X. laevis* et *A. mexicanum* avaient des CSLO de 41.0 et 29.0 mg•L^{-1} de TCE, respectivement (Slooff et coll., 1983a).

Toxicité chronique

Dans une étude classée comme primaire, l'Aquatic Toxicity Research Group (ATRG, 1988) a établi la toxicité chronique du TCE envers la fondule *J. floridae* et la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*) dans des études du cycle de vie en milieu à circulation continue, avec quatre repères biologiques : survie des embryons (éclosabilité des oeufs), survie des larves, survie des alevins, et croissance des alevins. La présence de TCE a grandement réduit la survie des larves après 10 jours et celle des alevins après 28 jours aux concentrations maximales utilisées, soit 21.2 mg•L^{-1} et 20.9 mg•L^{-1}, respectivement. Toutefois, ces concentrations n'ont eu aucun effet sur la survie des embryons ou la croissance des alevins. Les concentrations sans effet observé (CSEO) sur la survie après 10 jours et la survie des alevins après 28 jours étaient de 5.76 et 10.6 mg•L^{-1} de TCE, respectivement. D'après les données indiquées pour la survie des embryons de truite mouchetée, la survie des larves nageantes et la survie après 120 jours des alevins il ne semble pas y avoir de relation uniforme entre la dose et la réaction, et les résultats ne sont donc pas concluants. Toutefois, il y avait une relation uniforme entre la concentration de TCE et la croissance des alevins; à la plus faible concentration utilisée, soit de 0.21 mg•L^{-1} de TCE, on a noté une diminution importante de 5 % du poids des alevins après 120 jours. À des concentrations de 0.68, 1.96, 4.31 et 11.3 mg•L^{-1} de TCE, le poids des alevins après 120 jours avait diminué de 5 %, 17 %, 25 % et 44 %, respectivement.

Loekle et coll. (1983) ont trouvé que, à des concentrations nominales de 1.0 et 5.0 mg•L^{-1} de TCE, il y avait une réduction du taux de croissance et de la durée de survie de la molliénisie à voilure (*Poecilia sphenops*) pendant une exposition de 60 jours dans un essai statique, dans lequel les produits chimiques d'essai étaient renouvelés tous les 14 jours. Toutefois, on juge ces données inacceptables pour les raisons suivantes : les essais n'ont pas été reproduits; on n'a pas indiqué les conditions critiques de l'essai (p. ex., température et pH); un essai statique à long terme n'est pas applicable dans le cas d'un produit chimique très volatile comme le TCE (ASTM, 1988).

Dans une expérience réalisée sur une communauté vivant dans un étang naturel, étude qui a été classée comme secondaire, Lay et coll. (1984) ont observé une réduction importante de l'abondance de *Daphnia*, et de la richesse et de l'abondance du phytoplancton à une concentration nominale de 25.0 mg•L^{-1} de TCE, à la fin de la période d'observation de 43 jours. Ces modifications dans la structure de la communauté ont persisté jusqu'à la fin de la période d'observation, malgré la disparition de 50 % du TCE après 2.7 jours, et de 98 % après 15 jours. Cette étude indique que les déversements accidentels de TCE peuvent avoir des effets possibles à long terme sur les communauté aquatiques.

Effets cancérogènes, mutagènes et tératogènes

Après avoir examiné les données existantes sur le sujet, Bull (1985) a conclu que le TCE est probablement cancérogène et mutagène, ce qui peut présenter un risque pour les humains lorsque l'eau potable provient d'eaux souterraines contaminées. On a montré que le TCE induit le cancer chez les souris et les rats (National Cancer Institute, 1976; National Toxicology Program, 1983, 1987; Fukuda et coll., 1983; Maltoni et coll., 1988). Toutefois, des études effectuées par d'autres chercheurs n'ont pas démontré de réactions cancérogènes au TCE (Van Duuren et coll., 1979; Henschler et coll., 1984). Connor (1984) a calculé que la consommation, pendant toute une vie, d'eaux souterraines contaminées à raison de 5.7 à 6.5 µg•L^{-1} de TCE provoquerait une augmentation du risque de cancer de 2.1 à 2.4 x 10^{-6} chez les humains. L'U.S. EPA (1978) a estimé que des concentrations de TCE de 21, 2.1 et 0.21 µg•L^{-1} dans l'eau provoqueraient un risque additionnel de cancer chez l'humain, pendant toute sa vie, de 10^{-5}, 10^{-6} et 10^{-7}, respectivement. On n'a trouvé aucune étude consacrée aux effets cancérogènes, mutagènes ou tératogènes

possibles du TCE sur les biotes aquatiques, et on ne peut donc pas évaluer ces risques.

SOMMAIRE ET RECOMMANDATIONS

Les recommandations pour la qualité des eaux au Canada découlent d'un vaste examen des données existantes sur le trichloroéthylène (tableau 3). Dans ce qui suit, on trouve le sommaire de l'analyse de ces recommandations.

Tableau 3. Recommandations pour la qualité de l'eau à l'égard du trichloroéthylène

Utilisation de l'eau		Recommandation ($mg \cdot L^{-1}$)
Eau brute destinée à l'approvisionnement en eau potable		0.05 $mg \cdot L^{-1}$*
Qualité et aspects esthétiques des eaux utilisées à des fins récréatives		Données insuffisantes
Vie aquatique	A. Eau douce	0.02 $mg \cdot L^{-1}$†
	B. Eau marine	Données insuffisantes
Agriculture	A. Eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage	0.05 $mg \cdot L^{-1}$‡
	B. Irrigation	Données insuffisantes
Approvisionnement en eau industrielle		Données insuffisantes

*Valeur proposée par le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable (Santé et Bien-être social Canada 1989).
†Recommandation provisoire.
‡Recommandations sur la qualité de l'eau potable au Canada (Santé et Bien-être social Canada, 1989) adoptées comme recommandations provisoires sur l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage au Canada.

Sources d'approvisionnement en eau potable

Le Sous-comité fédéral-provincial sur l'eau potable a recommandé une concentration de 0.05 $mg \cdot L^{-1}$ de TCE pour cette utilisation de l'eau (Santé et Bien être social Canada, 1989). Si après un an aucune donnée nouvelle ne conteste cette valeur, cette recommandation sera adoptée.

Qualité des eaux pour les loisirs et l'esthétique

Le seuil de perception de l'odeur du TCE dans l'eau est de 10 $mg \cdot L^{-1}$ (Verschueren, 1983). Dans les études publiées, on n'a trouvé aucun seuil pour le goût ou la coloration du poisson. En l'absence de telles données, il n'y a pas assez d'information pour présenter des recommandations sur la qualité des eaux utilisées à des fins récréatives au Canada.

Organismes aquatiques

Organismes aquatiques d'eau douce

La figure 6 indique que, pour ce qui est du TCE, on n'a pas satisfait aux exigences minimales en matière de données pour déterminer des recommandations visant à protéger les organismes aquatiques d'eau douce. Il n'existe notamment pas d'études primaires sur les invertébrés ou les plantes d'eau douce. Toutefois, les exigences minimales en matière de données pour l'élaboration d'une recommandation provisoire ont été satisfaites, et il est donc possible d'établir une telle recommandation provisoire à partir des données existantes (CCME, 1991).

D'après les données de toxicité chronique, l'organisme d'eau douce le plus sensible a été la truite mouchetée (*Salvelinus fontinalis*), pour laquelle on a enregistré une diminution importante de 5 % du poids des alevins après 120 jours (niveau minimal produisant un effet observé LOEL), après une exposition à 0.21 $mg \cdot L^{-1}$ de TCE dans un essai en milieu à circulation continue (ATRG, 1988). Si l'on veut protéger et préserver la vie aquatique d'eau douce, il est recommandé, de façon provisoire, que la concentration de TCE dans l'eau ne dépasse pas 0.02 $mg \cdot L^{-1}$. On a établi cette concentration en ajoutant, selon les indications du CCME (1991), un facteur de sécurité d'un ordre de grandeur à la valeur chronique la plus faible (truite mouchetée, ATRG 1988) pour une exposition à long terme.

Organismes aquatiques marins

On ne peut établir de recommandations finales ou provisoires pour la protection et la préservation des organismes aquatiques marins parce qu'il n'y avait pas d'études primaires sur les espèces marines de poissons, d'invertébrés, ou de plantes; et que pour le biote marin, il n'y avait qu'une seule étude de toxicité aiguë sur les poissons et une seule autre sur les invertébrés (Ward et coll., 1986) (figure 7). Afin de pouvoir établir une recommandation provisoire, la base minimale de données doit comporter au moins deux études sur des espèces d'invertébrés et sur les espèces de poissons (CCME, 1991).

Utilisation de l'eau en agriculture

Abreuvage du bétail

L'étude U.S. EPA (1978) a déterminé que l'inhalation était le principal mécanisme par lequel les

Utilisation de l'eau: Protection des organismes aquatiques d'eau douce

Composé: Trichloroéthylène (TCE)

Exigences des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Résidant en Amérique de Nord	Exigences additionnelles*	Référence
Poissons	1.	x	x	FROID, CHRONIQUE	ATRG, 1988
	2.	x	x	CHAUD, CHRONIQUE	ATRG, 1988
	3.	x	x		Alexander et coll., 1978
Invertébrés	1.	___	___	_____	___
	2.	___	___	_____	___
Plantes	1.	___	___	_____	___

* Poisson: i) des études sur au moins une espèce d'eau froide et une espèce d'eau chaude sont requises (FROID, CHAUD);
ii) au moins deux étude de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE).

Invertébrés : i) au moins deux études de toxicité chronique (cycle de vie partiel ou complet) sont requises (CHRONIQUE);
ii) au moins deux classes d'invertébrés doivent être représentées (CL 1, CL 2);
iii) il doit y avoir au moins une espèce planctonique (PLC).

Exemptions aux exigences ci-dissous, avec justifications scientifiques: Oui___ Non x .
Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité: Oui___ Non x . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

(1) Connaît-on la mobilité du composé et les milieux de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on le retrouve? Oui x Non___.

(2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui x Non___.

(3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui x Non___.

(4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui x Non___.

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada:

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë ou chronique pour les poissons, et pour les invertébrés? Oui x Non___.

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau froide résidant en Amérique du Nord? Oui x Non___.

(3) Y a-t-il deux espèces d'invertébrés de classes différentes, et l'une d'entre elles est-elle planctonique et résidante de l'Amérique du Nord? Oui x Non___.

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota: Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure 6. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation pour la qualité de l'eau à l'égard du TCE au Canada afin de protéger les organismes aquatiques d'eau douce.

Utilisation de l'eau: Protection des organismes aquatiques marins

Composé: Trichloroéthylène (TCE)

Exigences des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: Ensemble minimal de données sur la toxicité

Biote aquatique	Nombre d'études requises	Primaires	Espèces d'eau tempérée	Étude de toxicité chronique	Deux classes sont représentées	Référence
Poissons	1.	—	—	—		—
	2.	—	—	—		—
	3.	—	—			—
Invertébrés	1.	—	—	—	—	—
	2.	—	—	—		—
Plantes	1.	—	—			—

Exemptions aux exigences ci-dissous, avec justifications scientifiques: Oui___ Non x .
Respect des exigences minimales en matière de données de toxicité: Oui___ Non x . Dans la négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences des recommandations pour la qualité de l'eau au Canada: Ensemble minimal de données sur le devenir du composé dans l'environnement.

(1) Connaît-on la mobilité du composé et les milieux de l'environnement aquatique dans lesquels il est probable qu'on retrouve? Oui x Non___.

(2) Connaît-on les types de réactions chimiques et biologiques qui prennent place pendant son transport et après sa retombée? Oui x Non___.

(3) Connaît-on les métabolites chimiques éventuels? Oui x Non___.

(4) Connaît-on la persistance du composé dans l'eau, les sédiments et le biote? Oui x Non___.

Si une des réponses aux questions ci-dessus est négative, passer à la section sur les recommandations provisoires.

Exigences relatives aux recommandations provisoires pour la qualité de l'eau au Canada:

(1) Existe-t-il au moins deux études de toxicité aiguë ou chronique pour les poissons marins, et pour les invertébrés marins? Oui___ Non x .

(2) L'une des espèces de poissons est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui x Non___.

(3) Les deux espèces d'invertébrés sont-elles de classes différentes, et l'une d'elles est-elle une espèce d'eau tempérée? Oui___ Non x .

Si l'une des questions ci-dessus a une réponse négative, on ne peut pas établir de recommandations provisoires. Nota: Pour établir une recommandation provisoire, on peut se baser sur les études primaires ou secondaires.

Figure 7. Fiche de données minimales pour l'établissement d'une recommandation pour la qualité de l'eau à l'égard du TCE au Canada afin de protéger les organismes aquatiques marins.

mammifères terrestres sont exposés au TCE. Il n'existe pas de données sur la toxicité du TCE pour les animaux d'élevage. En l'absence de telles données pour d'autres produits chimiques, les recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada sont adoptées comme recommandations provisoires pour l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage. Cette mesure a l'avantage d'offrir une marge de sécurité pour le bétail en contrôlant les résidus inacceptables dans les produits destinés au bétail. Santé et Bien-être social Canada (1989) propose pour le TCE, la concentration de 0.05 $mg \cdot L^{-1}$ comme recommandation pour la qualité de l'eau potable que l'on peut adopter comme recommandation provisoire pour l'eau destinée à l'abreuvage des animaux d'élevage au Canada afin de préserver cette utilisation de l'eau.

Irrigation

On n'a pas trouvé de données sur les effets du TCE sur les macrophytes terrestres, y compris les cultures. Par conséquent, il n'est pas possible d'établir une recommandation sur la qualité de l'eau pour le TCE dans cette utilisation de l'eau.

Eau utilisée à des fins industrielles

Il n'existe pas actuellement suffisamment de données pour permettre l'établissement de recommandations visant à protéger les approvisionnements en eau industrielle contre la plupart des composés chimiques. On étudie présentement les besoins de l'industrie relatifs à la qualité de l'eau, et lorsque cette étude sera terminée, on pourra peut-être établir des recommandations pour de nombreux composés, dont le TCE, afin de protéger cette utilisation de l'eau.

LACUNES DANS LES DONNÉES

Afin de réduire l'incertitude qui entoure la toxicité du TCE et de permettre l'établissement de recommandations relatives au TCE pour toutes les utilisations de l'eau, on devra accorder une attention particulière à plusieurs domaines de recherche. À l'heure actuelle, il y a insuffisance de données sur les concentrations de TCE dans les eaux souterraines, les sédiments et le biote au Canada. Ces données sont nécessaires pour deux raisons : évaluer le risque possible que présente actuellement le TCE pour les milieux aquatiques canadiens; déterminer si les processus de devenir du TCE dans l'environnement établis en laboratoire reflètent fidèlement les concentrations de TCE mesurées dans l'environnement. Il existe également des lacunes en ce qui concerne les études portant sur le potentiel de bioaccumulation et les taux de dépuration du TCE dans le biote aquatique. Jusqu'à présent, le potentiel de bioaccumulation du TCE a été étudié seulement dans le cas d'une espèce de phytoplancton et de deux espèces de poissons. Il n'y a pas eu d'étude sur la bioaccumulation de ce composé chez les invertébrés. Qui plus est, les effets de l'exposition à long terme du biote aquatique au TCE ont fait l'objet d'une seule étude (ATRG, 1988), et dont les résultats n'ont pas été publiés. Pour que la recommandation provisoire sur la présence de TCE dans la vie aquatique d'eau douce devienne permanente, il faut qu'au moins deux études primaires soient effectuées sur les réactions (de préférence, mesurées pendant un cycle de vie) d'une espèce d'invertébré à l'exposition chronique au TCE. Pour établir une recommandation au sujet de la vie aquatique marine, il faut réaliser les études suivantes sur la toxicité du TCE : (i) une étude primaire d'exposition aiguë sur des espèces marines de poissons; (ii) deux études primaires sur l'exposition chronique (manifestations non létales) d'espèces marines de poissons au composé, chaque étude devant comprendre les premiers stades de vie d'une espèce d'eau tempérée; (iii) deux études d'exposition chronique (manifestations non létales) portant sur les espèces d'invertébrés marins et comprenant les premiers stades de vie d'une espèce d'eau tempérée; (iv) une étude primaire de toxicité portant sur une espèce de plante ou d'algue d'eau tempérée. On pourrait établir une recommandation provisoire pour la vie aquatique marine si on disposait d'une étude additionnelle sur l'exposition aiguë au composé d'une espèce d'invertébré marin et d'une espèce de poisson marin.

Bien qu'il soit souhaitable d'avoir des données supplémentaires sur la toxicité du TCE pour les animaux d'élevage, il est probable qu'une recommandation pour la qualité de l'eau dans ce domaine soit inutile, car l'eau ne constitue pas pour les animaux d'élevage une voie importante d'exposition au TCE. Il n'y a pas de données permettant d'évaluer la tolérance des cultures au TCE contenu dans l'eau d'irrigation. Comme le TCE est volatil et non persistant, il est peu probable que ce composé présente un risque toxique pour les cultures au Canada. Toutefois, d'autres études sur le devenir du TCE afin d'en déterminer la persistance dans les cultures et le sol, ainsi que d'autres études de toxicité de ce produit sur les cultures sont souhaitables et nécessaires, afin de

pouvoir établir une recommandation pour cette utilisation de l'eau.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient les membres du groupe de travail sur les Recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement pour leurs commentaires et leurs suggestions utiles. Cette étude a été grandement améliorée grâce à la révision et les commentaires des collègues M.C. Taylor, R.A. Kent, M.P. Wong, R.C. Pierce et B.P. Pauli, tous de la Direction de la qualité des eaux; K.L.E. Kaiser et S. Lesage de l'Institut national de recherche sur les eaux; B. Elliott de la Direction des produits chimiques commerciaux; et L.E. Fiddler de MacDonald Environmental Sciences Ltd.

RÉFÉRENCES

Abelson, P.H. 1990. Volatile contaminants of drinking water. Science 247:141.

Abernethy, S., A.M. Bobra, W.Y. Shiu, P.G. Wells, et D. Mackay. 1986. Acute lethal toxicity of hydrocarbons and chlorinated hydrocarbons to two planktonic crustaceans: The key role of organism-water partitioning. Aquat. Toxicol. 8: 163-174.

AEC. (Alberta Environment Centre). 1989. Trichloroethylene data from Oldman, Bow, Red Deer, Athabasca, Peace and North Saskatchewan River basins (1984-1988). Alberta Environmental Protection Services. Inédit.

Alexander, H.C., W.M. McCarty, et E.A. Bartlett. 1978. Toxicity of perchloroethylene, trichloroethylene, 1,1,1-trichloroethane, and methylene chloride to fathead minnows. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20: 344-352.

ASTM. 1988. Standard practice for conducting acute toxicity tests with fishes, macroinvertebrates, and amphibians. E729-88. Philadelphia, Pa.: American Society for Testing and Materials.

ATRG. 1988. Aquatic toxicity of multiple organic compounds. II. Chlorinated ethanes and chlorinated ethylenes. Une étude sommaire préparée pour le ministre de l'environnement de l'Ontario par le Aquatic Toxicity Research Group, Lakehead University, Thunder Bay (Ontario).

Baek, N.H., et P.R. Jaffe. 1989. The degradation of trichloroethylene in mixed methanogenic cultures. J. Environ. Qual., 18: 515-518.

Barrio-Lage, G.A., F.Z. Parsons, et P.A. Lorenzo. 1988. Inhibition and stimulation of trichloroethylene biodegradation in microaerophilic microcosms. Environ. Toxicol. Chem., 7:889-895.

Barrows, M.E., S.R. Petrocelli, K.J. Macek, et J.J. Carroll. 1980. Bioconcentration and elimination of selected water pollutants by bluegill sunfish (*Lepomis macrochirus*). Dans Dynamics, Exposure and Hazard Assessment of Toxic Chemicals, (éd.) R. Haque. Ann Arbor, Michigan. Ann Arbor Science Publ. Inc.

Berwanger, D.J., et J.F. Barker. 1988. Aerobic biodegradation of aromatic and chlorinated hydrocarbons commonly detected in landfill leachates. Water Pollut. Res. J. Can., 23: 460-474.

Biggs, D.C., R.G. Rowland, et C.F. Wurster. 1979. Effects of trichloroethylene, hexachlorobenzene and polychlorinated biphenyls on the growth and cell size of marine phytoplankton. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 21: 196-201.

Bouwer, E.J., B.E. Rittmann, et P.L. McCarty. 1981. Anaerobic degradation of halogenated 1- and 2-carbon organic compounds. Environ. Sci. Technol., 15: 596-602.

Bringmann, G., et R. Kuhn. 1980. Comparison of the toxicity thresholds of water pollutants to bacteria, algae, and protozoa in the cell multiplication inhibition test. Water Res., 14: 231-241.

Bruckner, J.V., B.D. Davis, et J.N. Blancato. 1989. Metabolism toxicity, and carcinogenicity of trichloroethylene. CRC Crit. Rev. Toxicol., 20: 31-50.

Buccafusco, R.J., S.J. Ells, et G.A. LeBlanc. 1981. Acute toxicity of priority pollutants to bluegill (*Lepomis macrochirus*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 26: 446-452.

Bull, R.J. 1985. Carcinogenic and mutagenic properties of chemicals in drinking water. Sci. Total Environ., 47: 385-413.

Canada Gazette. 1989. Priority Substances List. Extract Canada Gazette, Part I, 11 février 1989, Approvisionnements et Services Canada.

Canton, J.H., et D.M.M. Adema. 1978. Reproducibility of short-term and reproduction toxicity experiments with *Daphnia magna* and comparison of the sensitivity of *Daphnia magna* with *Daphnia pullex* and *Daphnia cucullata* short-term experiments. Hydrobiologia, 59: 135-140.

CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1991. Méthode d'élaboration des recommandations pour la qualite de l'eau en vue de la protection de la vie aquatique. *Dans* Recommandations pour la qualité des eaux au Canada (1987). Préparé par le Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres de l'environnement, Annexe IX.

CCMRE. 1987. Recommandations pour la qualité des eaux au Canada. Document préparé par le groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux du Conseil canadien des ministres des ressources et de l'environnement.

COARGLWQ. 1986. Canada-Ontario Agreement Respecting Great Lakes Water Quality. St. Clair River Pollution Investigation (Sarnia area).

Cogswell, S.A., J. Bakker, et A. Kitai. 1982. CEH Marketing Research Report, C_2 Chlorinated Solvents. Chemical Economics Handbook. New York, SRI International.

Cohen, Y., et P.A. Ryan. 1985. Multimedia modelling of environmental transport: Trichloroethylene test case. Environ. Sci. Technol., 19: 412-417.

Comba, M.E., et K.L.E. Kaiser. 1983. Determination of volatile contaminants at the ng/L level in water by capillary gas chromatography with electron capture detection. Int. J. Environ. Anal. Chem., 16: 17-31.

Conglio, W.A., K. Miller, et D. Mackeever. 1980. The occurrence of volatile organics in drinking water. Criteria and Standards Division, Science and Technology Branch, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C. (Cité dans Bruckner et coll., 1989).

Connor, M.S. 1984. Comparison of the carcinogenic risks from fish vs. ground water contamination by organic compounds. Environ. Sci. Technol., 18: 628-631.

CPI (Canadian Process Industries). 1988. Trichloroethylene. Corpus Information Services, Don Mills.

Daniel, J.W. 1963. Biochem. Pharmacol., 12: 795-802. (Cité dans Pearson et McConnell, 1975).

Defalque, R.J. 1961. Clin. Pharmacol. Ther., 2: 665-688. (Cité dans Miller et Guengerich, 1982).

Dilling, W.L. 1977. Interphase transfer processes. II. Evaporation rates of chloro methanes, ethanes, ethylenes, propanes, and propylenes from dilute aqueous solutions. Comparisons with theoretical predictions. Environ. Sci. Technol. 11: 405-409.

Dilling, W.L., N.B. Tefertiller, et G.J. Kallos. 1975. Evaporation rates and reactivities of methylene chloride, chloroform, 1,1,1-trichloroethane, trichloroethylene, tetrachloroethylene, and other chlorinated compounds in dilute aqueous solutions. Environ. Sci. Technol., 9: 833-838.

Erickson, S.J., et C.E. Hawkins. 1980. Effects of halogenated organic compounds on photosynthesis in estuarine phytoplankton. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24: 910-915.

Freitag, D., L. Ballhorn, H. Geyer, et F. Korte. 1985. Environmental hazard profile of organic chemicals. An experimental method for the assessment of the behaviour of organic chemicals in the ecosphere by means of simple laboratory tests with ^{14}C labelled chemicals. Chemosphere, 14: 1589-1616.

Fukuda, K., K. Takemoto et H. Tsuruta. 1983. Inhalation carcinogenesis of trichloroethylene in mice and rats. Ind. Health, 21: 243-254.

Gay, B.W., P.L. Hanst, J.J. Bufalini, et R.C. Noonan. 1976. Atmospheric oxidation of chlorinated ethylenes. Environ. Sci. Technol., 10: 58-67.

Geyer, H., G. Politzki, et D. Freitag. 1984. Prediction of ecotoxicological behaviour of chemicals: Relationship between n-octanol/water partition coefficient and bioaccumulation of organic chemicals by alga *Chlorella*. Chemosphere 13: 269-284.

Henschler, D., H. Elsasser, W. Romen, et E. Eder. 1984. Carcinogenicity study of trichloroethylene, with and without epoxide stabilizers in mice. J. Cancer Res. Clin. Oncol., 104: 149.

Jensen, S. et R. Rosenberg. 1975. Degradability of some chlorinated aliphatic hydrocarbons in seawater and sterilized water. Water Res., 9: 659-661.

Kaiser, K.L.E., et M.E. Comba. 1983. Volatile contaminants in the Welland River watershed. J. Great Lakes Res., 9: 274-280.

Kaiser, K.L.E., et M.E. Comba. 1986. Tracking river plumes with volatile halocarbon contaminants: The St. Clair River-Lake St. Clair example. Environ. Toxicol. Chem., 5: 965-976.

Kaiser, K.L.E., et D.G. Oliver. 1976. Determination of volatile halogenated hydrocarbons in water by gas chromatography. Anal. Chem., 48: 2207-2209.

Kaiser, K.L.E., et J.M. Ribo. 1988. *Photobacterium phosphoreum* toxicity bioassay. II. Toxicity data compilation. Toxic. Assess., 3: 195-237.

Kaiser, K.L.E., et I. Valdmanis. 1979. Volatile chloro- and chlorofluorocarbons in Lake Erie-1977 and 1978. J. Great Lakes Res., 5: 160-169.

Kaiser, K.L.E., M.E. Comba, et H. Huneault. 1983. Volatile halocarbon contaminants in the Niagara River and in Lake Ontario. J. Great Lakes Res., 9: 212-223.

Kimmerle, G., et A. Eben. 1973. Arch. Toxicol., 30: 115-126. (Cité dans Miller et Guengerich, 1982).

Kleopfer, R.D., D.M. Easley, B.B. Haas, T.G. Diehl, D.E. Jackson, et C.J. Wurrey. 1985. Anaerobic degradation of trichloroethylene in soil. Environ. Sci. Technol., 19: 277-280.

Lay, J.P., W. Schauerte, et W. Klein. 1984. Effects of trichloroethylene on the population dynamics of phyto- and zooplankton in compartments of a natural pond. Environ. Pollut. Ser. A, Ecol. Biol., 33: 75-91.

LeBlanc, G.A. 1980. Acute toxicity of priority pollutants to water flea (*Daphnia magna*). Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24: 684-691.

Liebman, K.C. 1965. Mol. Pharmacol., 1: 239-246. (Cité dans Miller et Guengerich, 1982).

Lesage, S., P.G. Riemann, et R.A. McBride. 1989. Degradation of organic solvents in landfill leachate. Dans Proceedings of the Ontario Ministry of the Environment Technology Transfer Conference Vol. 2: pp. 88-97.

Lesage, S., R.E. Jackson, M.W. Priddle, et P. Riemann. 1990. Occurrence and fate of organic solvent residues in anoxic ground water at the Gloucester landfill, Canada. Environ. Sci. Technol., 24(4).

Little, C.D., A.V. Palumbo, S.E. Herbes, M.E. Lidstrom, R.L. Tyndall, et P.J. Gilmer. 1988. Trichloroethylene biodegradation by a methane-oxidizing bacterium. Appl. Environ. Microbiol., 54: 951-956.

Loekle, D.M., A.J. Schecter, et J.J. Christian. 1983. Effects of chloroform, tetrachloroethylene, and trichloroethylene on survival, growth, and liver of *Poecilia sphenops*. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 30: 199-205.

Love, O.T., et R.G. Eilers. 1982. Treatment of drinking water containing trichloroethylene and related industrial solvents. J.Am. Water Works Assoc., 74: 413-425.

Lum, K.R. et K.L.E. Kaiser. 1986. Organic and inorganic contaminants in the St. Lawrence River: Some preliminary results on their distribution. Water Pollut. Res. J. Can. 21: 592-603.

Mackay, D. 1987. The holistic assessment of toxic organic chemicals in Canadian waters. Can. Water Res. J., 12: 14-22.

Mackay, D., S. Patterson, B. Cheung, et W. Neely. 1985. Evaluating the behaviour of chemicals with a Level III Fugacity Model. Chemosphere, 14: 335-374.

Maltoni, C., G. Lefemine, G. Cotti et G. Perino. 1988. Long-term carcinogenicity bioassays on trichloroethylene administered by inhalation to Sprague-Dawley rats and Swiss and B6C3F1 mice. Ann. N.Y. Acad. Sci., 534: 316-342.

McConnell, G., D.M. Ferguson, et C.R. Pearson. 1975. Chlorinated hydrocarbons and the environment. Endeavor, 34: 13-18.

McNeill, W.C. 1979. Trichloroethylene. Dans Encyclopedia of Chemical Technology, Volume 5, éd. I. Kirk et D.F. Othmer. New York, N.Y.: John Wiley and Sons.

Miller, R.E., et F.P. Guengerich. 1982. Oxidation of trichloroethylene by liver microsomal cytochrome P-450: Evidence for chlorine migration in a transition state not involving trichloroethylene oxide. Biochemistry, 21: 1090-1097.

Muraoka, K., et T. Hirata. 1988. Hydraulic behaviour of chlorinated organic compounds in water. Water Res., 22: 485-489.

National Cancer Institute. 1976. Carcinogenesis bioassay of trichloroethylene, CAS No. 79-01-6. NCI-CG-TR-2, Washington, D.C.

National Toxicology Program. 1983. Carcinogenesis bioassay of trichloroethylene (without epichlorohydrin) in F344/N rats and B6C3F1/N mice (gavage studies). Tech. Rep. 243, NIH Publ. No. 83-1799, U.S. Department of Health and Human Services, Washington, D.C. (Cité dans Bruckner et coll., 1989).

National Toxicology Program. 1987. Toxicology and Carcinogenesis Studies in four strains of rats. (ACI, August, Marshall, Osborne-Mendell). NTP TR 273, NIH Publ. No. 88-2529, U.S. Department of Health and Human Services, Bethesda, Maryland.

Neely, W.B., D.R. Branson, et G.E. Blau. 1974. Partition coefficient to measure bioconcentration potential of organic chemicals in fish. Environ. Sci. Technol., 8: 1113-1115.

Nelson, M.J.K., S.O. Montgomery, W.R. Mahaffey, et P.H. Pritchard. 1987. Biodegradation of trichloroethylene and involvement of an aromatic biodegradative pathway. Appl. Environ. Microbiol., 53: 949-954.

Nimmo, D.R., D.J. Hansen, J.A. Couch, N.R. Cooley, P.R. Parrish, et J.J. Lowe. 1975. Toxicity of Aroclor 1254 and its physiological activity in several estuarine organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 3: 22-39.

N.S. DOE. 1983. The occurrence of trichloroethylene and tetrachloroethylene in well water in Amherst, N.S. Inédit. Nova Scotia Department of Environment.

Ofstad, E.B., H. Drangsholt, et G. Carlberg. 1981. Analysis of volatile halogenated organic compounds in fish. Sci. Total Environ., 20: 205-215.

OMOE. 1989. Parameters Listing System (PALIS). Drinking Water Section, Water Resources Branch. Ontario Ministry of the Environment, Toronto.

Pakdel, H.S., S. Lesage, P. Geilinas, et C. Roy. 1989. Toxic chemicals in soil and ground water at the contaminated site of Ville-Mercier, P.Q. Présenté à la 39e conférence de génie chimique du Canada, Hamilton (Ontario). 1-4 octobre, 1989.

Parsons, F., G. Barrio-Lage et R. Rice. 1985. Biotransformation of chlorinated organic solvents in static microcosms. Environ. Toxicol. Chem. 4: 739-742.

Pearson, C.R., et G. McConnell. 1975. Chlorinated C_1 and C_2 hydrocarbons in the marine environment. Proc. R. Soc. London, B. 189: 305-332.

Roberts, P.V., J. Schreiner, et G.D. Hopkins. 1982. Field study of organic water quality changes during ground water recharge in the Palo Alto baylands. Water Res., 16: 1025-1035.

Santé et Bien-être social Canada. 1989. Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada 1987. Préparé par le Sous-comité fédéral-provincial sur la qualité de l'eau potable, et du comité consultatif fédéral-provincial sur l'hygiène de l'environnement et du milieu du travail.

Slooff, W. 1979. Detection limits of a biological monitoring system based on fish respiration. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 23: 517-523.

Slooff, W. 1983. Benthic macroinvertebrates and water quality assessment: Some toxicological considerations. Aquat. Toxicol., 4: 73-82.

Slooff, W., et R. Baerselman. 1980. Comparison of the usefulness of the Mexican Axolotl (*Ambystoma mexicanum*) and the Clawed Toad (*Xenopus laevis*) in toxicological bioassays. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 24: 439-443.

Slooff, W., J.H. Canton, et J.L.M. Hermens. 1983. Comparison of the susceptibility of 22 freshwater species to 15 chemical compounds. I.(Sub)Acute toxicity tests. Aquat. Toxicol. 4: 113-128.

Slooff, W., D. de Zwart, et J.M. Marquenie. 1983b. Detection limits of a biological monitoring system for chemical water pollution based on mussel activity. Bull. Environ. Contam. Toxicol., 30: 400-405.

Strandberg, G.W., T.L. Donaldson, et L.L. Farr. 1989. Degradation of trichloroethylene and trans-1,2-dichloroethylene by a methanogenic consortium in a fixed-film, packed-bed bioreactor. Environ. Sci. Technol., 23: 1422-1425.

Subramanian, A., S. Tanabe, H. Hidaka, et R. Tatsukawa. 1986. Bioaccumulation of organochlorines (PCBs and p,p-DDE) in Antarctic Adelie penguins *Pygoscelis adeliae* collected during a breeding season. Environ. Pollut. Ser. A., Ecol. Biol., 40: 173-189.

U.S. EPA. 1978. Ambient water quality criteria: Trichloroethylene. U.S. Environmental Protection Agency PB-292 443.

U.S. EPA. 1979. Water-related environmental fate of 129 priority pollutants. II. Halogenated aliphatic hydrocarbons, halogenated ethers, monocyclic aromatics, phthalate esters, polycyclic aromatic hydrocarbons, nitrosamines, and miscellaneous compounds. U.S. Environmental Protection Agency EPA-440/4-79-029b.

U.S. EPA. 1980. Ambient water quality criteria for trichloroethylene. U.S. Environmental Protection Agency EPA 440/5-80-077.

U.S. EPA. 1986. Water quality criteria summary. Criteria and Standards Division, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C.

Van Duuren, B.L., B.M. Goldschmidt, G. Loewengart, A.C. Smith, S. Melchionne, I. Seidman, et D. Roth. 1979. Carcinogenicity of halogenated olefinic and aliphatic hydrocarbons in mice. J. Natl. Cancer Inst., 63: 1433-1439.

Verschueren, K. 1983. Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals. New York, N.Y.: Van Nostrand Reinhold Company.

Vogel, T.M., et P.L. McCarty. 1985. Biotransformation of tetrachloroethylene to trichloroethylene, dichloroethylene, vinyl chloride, and carbon dioxide under methanogenic conditions. Appl. Environ. Microbiol., 49: 1080-1083.

Wang, T.C., et C.K. Tan. 1987. Photodegradation of trichloroethylene in microheterogeneous aqueous systems. Environ. Int. 13: 359-362.

Wang, T.C., R. Lenahan, M. Kanik, et J. TenEyck. 1985. The removal of trichloroethylene contaminated ground water at Vero Beach, Florida. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 14: 719-723.

Ward, G.S., A.J. Tolmsoff, et S.R. Petrocelli. 1986. Acute toxicity of trichloroethylene to saltwater organisms. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 37: 830-836.

Westrick, J.J., J.W. Mello, et R.F. Thomas. 1984. The ground water supply survey. J. Am. Water Works Assoc., 76(5): 52-59.

Wilson, J.T., et B.H. Wilson. 1985. Biotransformation of trichloroethylene in soil. Appl. Environ. Microbiol., 49: 242-243.

Zoeteman, B.C.J., K. Harmsen, J.B.H.J. Linders, C.F.H. Morra, et W. Slooff. 1980. Persistent organic pollutants in river water and ground water of the Netherlands. Chemosphere 9: 231-249.

Zugger, P.D. 1989. Memorandum from P.D. Zugger, Chief, Surface Water Quality Division. State of Michigan Department of Natural Resources, Rule 57(2) Guideline Levels for January, 1989.

Annexe A
Recherche bibliographique

ANNEXE A
Recherche bibliographique

On a effectué une recherche bibliographique dans les bases de données suivantes afin de trouver toute référence traitant des effets du TCE sur les principales utilisations de l'eau :

	Base de données	Période couverte
1.	AQUAREF (Canadian Water Resources References)	1970 - oct. 1988
2.	ASFA (Aquatic Sciences and Fisheries Abstracts)	1978 - nov. 1988
3.	BIOSIS	1979 - déc. 1988
4.	CAS Online (Chemical Abstracts Service)	1967 - déc. 1988
5.	CODOC	1970 - déc. 1988
6.	COMPENDEX	1970 - déc. 1988
7.	ELIAS (Système automatisé pour les bibliothèques du ministère de l'Environnement	1976 - déc. 1988
8.	ENVIROLINE	1970 - oct. 1988
9.	EPB (Environmental Bibliography)	1974 - avril 1988
10.	FEDERAL REGISTER ABSTRACTS	1977 - déc. 1988
11.	GEOREF (Geological Reference File)	1985 - nov. 1988
12.	RISCPT (Registre international des substances chimiques potentiellement toxiques)	1976 - déc. 1988
13.	MICROLOG	1979 - sept. 1988
14.	NTIS (National Technical Information Service)	1964 - déc. 1988
15.	POLLUTION ABSTRACTS	1970 - sept. 1988
16.	SWRA (Selected Water Resources Abstracts)	1968 - janv. 1989
17.	TOXLIT	1981 - déc. 1988
18.	TOXICO	1974 - déc. 1988

La consultation des publications de synthèse a également permis de trouver plusieurs études.

Annexe B
Études de toxicité

Tableau B-1. Étude de toxicité en eau douce

Organisme	Type d'essai	Class. de l'essai	Conc. ($mg \cdot L^{-1}$)	Effet	Référence
Bactéries					
Pseudomonas putida	S, N	SE	65.0	Seuil de toxicité de 6 h	Bringmann et Kuhn, 1980
Microcystis aeruginosa	S, N	SE	63.0	Seuil de toxicité de 192 h	Slooff et coll., 1983a
Phytoplancton					
Selenastrum capricomutum	S, N	SE	175.0	CSEO - 96 h	Slooff et coll., 1983a
Scenedesmus pannonicus	S, N	SE	> 1000.0	Seuil de toxicité de 192 h	Slooff et coll., 1983a
Invertébrés					
Daphnia magna (âge < 24 h)	S, N	SE	22.0 18.0 2.2	CL_{50} - 24 h CL_{50} - 48 h CL_{50} - 48 h	LeBlanc 1980
D. magna (âge < 24 h)	S, N	IN	42.0 56.0 97.0	CL_{50} - 48 h CL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Canton et Adema, 1978*
D. magna (âge < 24 h)	S, N	SE	54.0	CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
D. magna (âge 4-6 j)	S, N	SE	7.76	DL_{50} - 48 h immobilisation	Abernethy et coll., 1986
D. pulex (âge < 24 h)	S, N	IN	45.0	CL_{50} - 48 h	Canton et Adema, 1978
D. pulex (âge < 24 h)	S, N	SE	25.0	CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
D. cucullata (âge 11 j)	S, N	IN	57.0	CL_{50} - 48 h	Canton et Adema, 1978
Aedes aegypti (3e stade larvaire)	S, N	SE	48.0 32.0	DL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
Culex pipiens (3e stade larvaire)	S, N	SE	55.0 29.0	CL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
Hydra oligactis (stade non reproductif)	S, N	SE	75.0 62.0	CL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
Lymnaea stagnalis (3-4 sem)	S, N	IN	56.0 32.0	CL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
Limnodrilus, Tubifex	S, N	IN	132.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983
Chironomus gr. thummi	S, N	IN	64.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 198
Erpobdella octoculata	S, N	IN	75.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983

S = Essai statique
N = Concentration de TCE non mesurée
CC = Essai en milieu à circulation continue
M = Essai avec concentrations mesurées
PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada
SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada
j-d-a = jeune de l'année

*Résultats provenant de trois laboratoires différents.

Tableau B-1. (Suite)

Organisme	Type d'essai	Class. de l'essai	Conc. ($mg \cdot L^{-1}$)	Effet	Référence
Bactéries					
Asellus aquaticus	S, N	IN	30.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983
Dugesia cf. lugubris	S, N	IN	42.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983
Corixa punctata	S, N	IN	110.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983
Gammarus pulex	S, N	IN	24.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983
Nschnura elegans	S, N	IN	49.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983
Nemoura cinerea	S, N	IN	70.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983
Cloeon dipterum	S, N	IN	42.0	CL_{50} - 48 h	Slooff, 1983
Dreissena polymorpha	CC, N	IN	9.7	Vitesse accrue de fermeture des valvules	Slooff et coll., 1983b
Poissons					
Leuciscus idus	S, N	SE	213.0	CL_{50} - 48 h	Slooff et coll., 1983a
Oncorhynchus mykiss (5-8 sem)	S, N	SE	42.0 33.0	CL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
O. mykiss	CC, N	SE	5.0	Rythme de respiration accru	Slooff, 1979
Poecilia reticulata (3-4 sem)	S, N	SE	182.0 120.0	CL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
Oryzias latipes (4-5 sem)	S, N	SE	270.0 220.0	CL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Slooff et coll., 1983a
Pimephales promelas (3-4 sem)	S, N	SE	47.0 36.0	CL_{50} - 48 h CSEO - 48 h	Slooff, et coll., 1983a
P. promelas	CC, M S, N	PR SE	40.7 66.8	CL_{50} - 96 h CL_{50} - 96 h	Alexander et coll., 1978
	CC, M	PR	21.9	CE_{50} - 96 h (l'un ou l'autre de : équilibre, narcose, gonflement des branchies, mélanisation)	Alexander et coll., 1978
Lepomis macrochirus (j-d-a)	S, N	SE	45.0	CL_{50} - 96 h	Buccafusco et coll., 1981
Jordanella floridae	CC, M S, N	PR SE	28.2 63.1	CL_{50} - 96 h CL_{50} - 96 h	ATRG, 1988
Amphibiens					
Xenopus laevis	S, N	IN	45.0	CL_{50} - 48 h	Slooff et Baerselman, 1980
Ambystoma mexicanum	S, N	IN	48.0	CL_{50} - 48 h	Slooff et Baerselman, 1980

Tableau B-2. Études de toxicité aiguë en milieu marin

Organisme	Type d'essai	Class. de l'essai	Conc. ($mg \cdot L^{-1}$)	Effet	Référence
Bactérie					
Photobacterium phosphoreum	S, N	IN	120	CE_{50} - 15 min	Kaiser et Ribo, 1988
Phytoplancton					
Phaeodactylum tricomutum	S, N	IN	8.0	CE_{50} (assimilation de ^{14}C)	Pearson et McConnell, 1975
Skeletonema costatum	S, M	SE	95.0	CE_{50} - 96 h (nombre de cellules)	Ward et coll., 1986
Thalassiosira pseudonana *Dunaliella tertiolecta*	S, N	IN	0.05, 0.10	CSEO - 72 h (répart. de la taille des cellules)	Biggs et coll., 1979
Regroupement naturel de phyloplancton estuarien	CC, N	SE	0.5, 1.0	CSEO - 48 h (assimilation de ^{14}C)	Erickson et Hawkins, 1980
Invertébrés					
Mysidopsis bahia (âge 3 j)	S, M	SE	14.0	CL_{50} - 96 h	Ward et coll., 1986
Elminius tricomutum (larve)	S, M	IN	20.0	CL_{50} - 48 h	Pearson et McConnell, 1975
Poissons					
Limanda limanda	CC, M	IN	16.0	CL_{50} - 96 h	Pearson et McConnell, 1975
Cyprinodon variegatus	S, M	SE	52.0	CL_{50} - 96 h	Ward et coll., 1986

S = Essai statique
N = Concentration de TCE non mesurée
M = Essai avec concentrations mesurées
CC = essai en milieu à circulation continue
PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada
SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada

Tableau B-3. Études de toxicité chronique dans l'eau douce

Organisme	Type d'essai	Class. de l'essai	Conc. ($mg \cdot L^{-1}$)	Effet	Référence
Poissons					
Jordanella floridae	CC, M	PR	21.2	Taux de survie des larves après 10 j réduit de 58 %	ATRG, 1988
			20.9	CL_{100} - 28 j sur les alevins	
			5.8	CSEO - 10 j pour la survie des larves	
			10.6	CSEO - 28 j pour la survie des alevins	
Salvelinus fontinalis	CC, M	PR	0.21	Poids des alevins après 120 j réduit de 5 %	ATRG, 1988
Poecilia sphenops	S, N	IN	1.0, 5.0	Réduction de la croissance et de la survie*	Loekle et coll., 1983
Études sur le terrain					
Communauté d'un étang naturel	S, N	SE	25.0	Après 43 j : réduction de l'abondance de *Daphnia*, et réduction de la richesse et de l'abondance du phytoplancton	Lay et coll., 1984

PR = Étude primaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations pour la qualité des eaux au Canada
SE = Étude secondaire qui peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada
IN = Étude inacceptable qui ne peut être incluse dans l'ensemble minimal de données relatif aux recommandations (provisoires ou permanentes) pour la qualité des eaux au Canada

* Les essais n'ont pas été reproduits, car on a jugé que les conditions statiques n'étaient pas appropriées à l'étude de la toxicité chronique.